

**Litoralsonen langs en eksponeringsgradient
på Nord-Vestlandet**

**av
Arild Rangberg**

Master



**Universitetet i Oslo
Biologisk Institutt
Avdeling for Marinbiologi og Limnologi
Høst 2008**

Forord

Etter mange lange og sene kvelder er endelig masteren ferdig. Første og fremst vil jeg takke min veileder professor Stein Fredriksen¹ for god hjelp med oppgaven, labarbeid, feltarbeid og hyggelige samtaler. Men det er også mange andre jeg skal takke, som har vært til veldig stor hjelp og nytte når oppgaven har blitt vanskelig. Det er vår nye komet Guri Sogn-Andersen for god hjelp med statistikken og mange nyttige tips til oppgaven. Tusen takk for all hjelp du har bidratt med, og all den tid du har forskjøvet ditt eget arbeid, bare for å hjelpe meg. Vil også takke vår andre komet Lars Qviller for god hjelp og tips til statistikken. Begge dere har vært til stor hjelp og nytte. Vil også gi en stor takk til Morten Foldager Pedersen² for hjelp i felt og at felt arbeidet ble ekstra spennende og hyggelig.

Jeg vil også takke professor Jan Rueness¹ for god hjelp på laben både til å art bestemme alger og tips til hvordan jeg skulle gå frem på laben. I tillegg vil jeg også takke Jan R og Dag Klaveness¹ for å inspirert meg til å studere alger. Andre som skal ha stor takk både i felt, lab og hyggelige stunder på skolen og mange konstruktive samtaler er Vegard Kne Vikshåland, er en artig skrue. Vegard har vært med til å gjøre mastertiden min til en hyggelig tid. Maia Kile Røst skal også ha stor takk for samarbeid på lab og med konstruktive samtaler til masteren, og som leseplass bekjentskap.

Vil også gi en kjempe stor takk til min kjæreste og samboer Anbjørg K. Haraldstad for alltid å være så oppmuntrende og glad når jeg har kommet hjem sliten og trøtt. I tillegg til all det gode bakeverket som har blitt produsert i løpet av masteren. Uten deg hadde ikke denne masteren blitt en realitet.

Tom Andersen¹ skal også ha en stor takk for hjelp og tips til statistikken. Det har vært til stor hjelp. Andre som skal ha en takk er Tore Pedersen, Bente Edvardsen¹, Julie, Shaista, Kyrre, Tom Fredrik, onkel Kåre for lån av henger på felt arbeid.

Pappa og mamma vil jeg også gi en stor takk. For alltid å være der. Samtidig vil jeg gi en stor takk til min søster og svoger, samt Askeir og Linea. Alle dere vil jeg gi en stor takk for alltid å støtte meg.

¹ Universitetet i Oslo

² Roskilde Universitetssenter (Danmark)

Sammendrag

Denne undersøkelsen ble utført som en del av et større tareskogsprosjekt. Undersøkelsen foregikk utenfor området ved Finnøy i Møre og Romsdal i tidsrommet 10. til 20. august 2007. Formålet med undersøkelsen var å kartlegge artssammensetningen langs en eksponeringsgradient. På forhånd var det valgt ut 9 stasjoner, hvorav 3 beskyttet (S), 3 mellomeksponert (M) og 3 eksponert (E) som er blitt beregnet ut fra en GIS-modell (Isæus 2004).

De 9 stasjonenes artssammensetning ble undersøkt for å finne ut hvilke arter som var tilstede, og ut fra det kunne bregne graden av eksponering. Det ble i tillegg valgt ut 15 arter som ble sammenlignet mot en biologisk eksponeringsskala. Tilslutt ble resultatene sammenlignet mot GIS-modellens beregninger av de 9 stasjonene.

De stasjonene i GIS-modellen som ble kategorisert som eksponerte (E), korrelerte godt overens med de resultatene som kom frem av undersøkelsen fra E-stasjonene. De hadde en artssammensetning som indikerte at en befant seg i et område som var eksponert. Det samme gjaldt resultatene som kom frem fra S-stasjonene, og som hadde en artssammensetning som var mer tilpasset lokaliteter som er mer beskyttet i stortareområdet. GIS-modellen kategoriserte også S-stasjonene som beskyttede lokaliteter.

GIS-modellen stemte dårlig med resultatene fra M-stasjonene. I følge denne undersøkelsen avvok M-stasjonene mest, både sammenliknet innbyrdes og generelt fra S- og E-stasjonene. En av M-stasjonen har en artssammensetning som tyder på at den ligger i relativt eksponert område, samtidig hadde en annen M-stasjon en artssammensetning som tilsa at den befant seg i et beskyttet område. Det tyder på at GIS-modellen ikke har klart å fange opp alle topografiske lokale forhold i området.

I denne undersøkelsen ble det benyttet en ordinasjonsanalyse (NMDS) og en hierarkisk clusteranalyse, samt en ANOVA og Tukey-HSD test.

Innholdsfortegnelse

Forord	2
Sammendrag	3
1. Innledning	6
1.1 Tidevann	6
1.2 Litoralsonen	6
1.3 Aktiviteten i fjæra	7
1.4 Biotiske faktorer	7
1.4.1 Konkurransen	7
1.4.2 Beiting og predasjon	8
1.5 Abiotiske faktorer	8
1.5.1 Saltholdighet	9
1.5.2 Temperatur	9
1.5.3 Uttørking	10
1.5.4 Vannbevegelse	10
1.6 Ulike måter å bestemme eksponering	12
1.7 Problemstilling og hypoteser	13
2. Materiale og metoder	14
2.1 Undersøkelseområdet	14
2.2 Feltarbeidet	15
2.3 Ruteanalysen	15
2.4 Laboratoriarbeid	16
2.5 Biologisk eksponeringsskala	17
2.6 Modellering- Dekningsgrad og tilstedeværelse	18
2.6.1 Hierarkisk cluster	19
2.6.2 Multidimensjonal scaling	20
2.6.3 ANOVA og Tukey HSD	21
3. Resultater	22
3.1 De ulike stasjonene	22
3.2 Den kvalitative undersøkelsen	27
3.3 Den kvantitative undersøkelsen	29
3.4 Biologisk eksponeringsskala	33

4.	Diskusjon	35
4.1	Feilkilder ved metodikken	35
4.1.1	Feilkilder i innsamling av data	35
4.1.2	Hierarkisk cluster	36
4.1.3	Multidimensjonal skalering	36
4.2	Undersøkelsene	37
4.2.1	Den kvantitative undersøkelsen	37
4.2.2	Den kvalitative undersøkelsen	39
4.2.3	Den biologiske eksponeringsskala	40
4.3	Sammenligning av undersøkelsene med GIS-modellen	43
4.4	Konklusjon	44
4.5	Videre undersøkelser	45
5	Referanser	46
6	Appendiks	52
6.1	Appendiks I	52
6.2	Appendiks II	53
6.3	Appendiks III	54
6.4	Appendiks IV	55
6.5	Appendiks V	56
6.6	Appendiks VI	57
6.7	Appendiks VII	58
6.8	Appendiks VIII	61
6.9	Appendiks IX	63
6.10	Appendiks X	70
6.11	Appendiks XI	72
6.12	Appendiks XII	73
6.13	Appendiks XIII	75

1. Innledning

1.1 Tidevann

Tidevannsforskjeller skyldes en kombinasjon av krefter som har blitt forårsaket av rotasjons- og gravitasjonskrefter mellom Jorda, månen og sola. Resultatet av disse sentrifugal- og gravitasjonskreftene er to tidevannsbølger i døgnet (Raffaelli & Hawkins 1996). Enkelt fortalt sirkulerer disse to tidevannsbølgene rundt jorda hver 24,5 time (Little & Kitching 1996). Så i teorien vil kysten ha to høyvann og to lavvann i løpet av denne perioden som varer i ca et døgn (Raffaelli & Hawkins 1996). Månens tiltrekningskraft på Jordas vannmasser er størst ved det punktet på Jorda som er nærmest månen. Resultatet blir at vannflaten på dette punktet hever seg, slik at det oppstår høyvann. På motsatt side av Jorda, ved det punktet som er lengst borte fra månen, og hvor månens tiltrekningskraft er minst, stiger også vannet og det oppstår høyvann også her. Siden den totale vannmengden på Jorda til en hver tid er den samme vil dette føre til at vannet andre steder synker. Punkter som ligger vinkelrett på en linje fra månens sentrum til Jorda, for samtidig lavvann (Fredriksen & Throndsen 2005). Tidevannet varierer mye i forhold til hvor man befinner seg i verden, slik at den vertikale utstrekningen av tidevannet kan vise store nivåforskjeller (Hayward 2004).

1.2 Litoralsonen

Litoralsonen er den delen av fjæra som strekker seg fra høyeste høyvann til laveste lavvann, overskylles regelmessig ved flo og blottlegges ved fjære. Litoralsonens øvre grense blir som regel satt ved rur (*Semibalanus balanoides*), og nedre grense ved sagtang (*Fucus serratus*) eller tareplanter. Litoralsonen blir påvirket av både biotiske og abiotiske faktorer. Den øvre litoralsone blir mer påvirket av abiotiske faktorer som saltholdighet, temperatur, uttørking og vannbevegelse. Mens den nedre litoralsone blir mer påvirket av biotiske faktorer som konkurranse, beiting og predasjon (Stephens & Bertness 1991; Kaiser *et al.* 2005; Crain & Bertness 2006). Som et resultat av dette blir den øvre grensen for hver art ofte bestemt av abiotiske faktorer, mens den nedre grensen i litoralsonen ofte er bestemt av biotiske faktorer.

Under litoralsonen finner man det som betegnes som sublitoralsonen. Dette er en sone som alltid er dekket av vann og karakteriseres av mer stabile forhold, og ikke er utsatt for store svingninger i temperatur og sollys. Nedre grense for sublitoralsonen dannes av nedre grense for algevegetasjon. Langs kysten av Norge ligger den ved 40-50 meter dyp.

Over litoralsonen finner vi supralitoralsonen. Denne sonen er ikke dekket av vann, men den får fuktighet fra sjøsprøyt. Fuktigheten vil variere sterkt avhengig av eksponeringsgrad. Sonens vertikale utstrekning kan derfor variere sterkt, fra noen få desimeter i beskyttede områder til flere meter i sterkt eksponerte områder (Fredriksen & Throndsen 2005).

1.3 Aktiviteten i fjæra

Ved høyvann er det relativt stabile forhold i litoralsonen. Temperaturen holdes stabilt, det er ikke noe problem med uttørking, samt at organismene hele tiden har tilgang til vann som inneholder oppløst oksygen, karbondioksid og næringsstoffer (Lewis 1964).

Det er krevende fysiske forhold for organismene i litoralsonen ved lavvann. Å være tørrlagt i flere timer er absolutt en stressituasjon for organismene. Dette gjelder spesielt for de som sitter helt øverst i øvre del av litoralsonen. Siden vanntap som følge av sterk solstråling eller kraftig vind øker uttørkingen, kan dette igjen føre til at fotosyntesen og næringsopptaket til algene går i stå (Stachowicz 2001). Kraftig solstråling eller kraftig vind kan føre til at temperaturen kan bli veldig ujevn, enten ved at det blir veldig varmt på sommerdager eller veldig kaldt på vinterdager. Ved lavvann er aktivitetsnivået i litoralsonen lav, på grunn av at organismene som lever der er avhengig av vann rundt seg når de skal ta opp næring, puste for å leve eller fungere på en effektiv måte (Lewis 1964).

1.4 Biotiske faktorer

Nedre del av litoralsonen blir som regel påvirket av biotiske faktorer som konkurranse, beiting og predasjon mellom de ulike marine organismene (Lüning 1990).

1.4.1 Konkurranse

I mange økologiske samfunn er plass en begrensende ressurs og konkurransen om den samme plassen er stor. Dette fører ofte til at få arter eller i noen tilfeller bare enkelte art overlever (Connell 1961; Paine 1966; Dayton 1971).

Litoralsonesamfunn er ofte karakterisert ved høy diversitet av arter. Forklaringen ligger i at det hele tiden er en forandring i vegetasjonsmønsteret på en strand. For eksempel ved at kraftig isskuring etter en vinter, hvor alle de store tangartene blir revet bort, vil litoralsonen raskt bli kolonisert av kimplanter eller andre dyr av forskjellige arter (Fredriksen & Throndsen 2005; Scrosati & Heaven 2007). Dette gjelder spesielt rur og blåskjell samfunn som ofte kon-

kurrerer om den samme plassen, for disse samfunnene er det helt avgjørende når på året et eventuelt område kan bli ledig, slik at larvene til rur og blåskjell kan sette seg ned på et ledig område i litoralsonen (Lewis 1964; Bertness *et al.* 1996; Hunt & Scheibling 1996).

Alger og dyr i fjæresonen kan påvirke hverandre både direkte og indirekte (Connell 1972). For eksempel kan organismene i den øvre litoralsonen ha en positiv effekt på hverandre ved at en del av de litt større fastsittende algene reduserer det fysiologiske stresset, som uttørking, ved at de danner et beskyttende lag mot uttørking og store temperaturvariasjoner (Bertness & Leonard 1997; Hacker & Gaines 1997; Hay *et al.* 2004). Dette fører til at andre alger og dyr som vokser på eller under dem og som man ellers ville finne langt nede i litoralsonen, nå vil kunne finnes høyere opp i litoralsonen (Lewis 1964; Connell 1972).

Generelt kan man si at fastsittende organsimer holder bedre på fuktigheten enn bart fjell, slik at et område dekket av rur har små lommer som vannet kan oppholde seg i. Alger som faller sammen kan holde på vannet eller fuktigheten gjennom hele lavvannsperioden, slik at mindre organismer under disse blir beskyttet mot uttørking (Lewis 1964).

1.4.2 Beiting og predasjon

Andre interaksjoner som har innflytelse på litoralsonesamfunnet er beiting og predasjon. Dette gjelder spesielt for rur (*Semibalanus balanoides*) som blir spist av purpelsnegl (*Nucella lapillus*) og for blåskjell (*Mytilus edulis*) som blir spist av sjøstjerner (Connell 1972; Paine 1974).

Det er også mange negative interaksjoner som forholdet mellom *Semibalanus balanoides* og *Nucella lapillus*. *N. lapillus* spiser ned samfunnet til *S. balanoides* slik at det fører til en mindre utbredelse av *S. balanoides*. Dette forholdet har en indirekte positiv effekt på makroalgene, ved at predasjonen skaper ledig plass slik at makroalgene kan slå seg ned hvor *S. balanoides* vokste. Albuesnegl (*Patella vulgata*) vil igjen i etterkant beite ned algene, slik at det skaper ledig område for *S. balanoides* (Connell 1961).

1. 5 Abiotiske faktorer

Litoralsonen er som regel dominert av forskjellige tangarter eller dyr som blåskjell (*Mytilus edulis*) og rur (*Semibalanus balanoides*). Disse algene og dyrene blir påvirket av de forskjelli-

ge abiotiske faktorene som saltholdighet, temperatur, uttørking, temperatur og vannbevegelse (Connell 1972).

1.5.1 Saltholdighet

Marine organismer i tidevannssonen må kunne tåle svingninger i saltholdigheten når tidevannet er nede. Saltholdigheten varierer på grunn av regnvann som gjør at saltholdigheten går ned, eller ved at sjøvann som har blitt fanget i en sprekk eller en liten lomme begynner å fordampe, slik at saltholdigheten øker (Raffaelli & Hawkins 1996).

I den nedre del av litoralsonen er algene tørrlagte i en kortere periode, og dersom det er store bølger vil de hele tiden få sjøvann skylt over seg, slik at forandringen i saltholdigheten blir liten eller sterkt redusert. I den øvre del av litoralsonen er det hardere forhold for algene ved at de er mer eksponert for variasjon i saltholdigheten, for eksempel ved at regnvannet vil senke saltholdigheten for algene når det er lavvann (Garbary 2007). Alle marine organismer er avhengige av å få sjøvann over seg i løpet av en viss tid. Enkelte av algene i den øvre delen av litoralsonen tåler ekstreme variasjoner i saltholdighet (Edwards *et al.* 1988).

1.5.2 Temperatur

Temperaturen og lysforholdene i litoralsonen er mer komplekse enn i sublitoralsonen som er karakterisert av mer stabile forhold. Det er spesielt noen faktorer som er viktige, slike som den vertikale utstrekningen på litoralsonen, når tidevannet inntreier (som har en månedlig periode) og når på døgnet høyvann og lavvann inntreffer. Alger som blir utsatt for lavvann ved solnedgang og soloppgang, vil bli mindre påvirket av varme fra sola enn om lavvannet inntreier midt på dagen da sola står høyest og varmen og uttørkingen kan være ekstrem. På sommeren er som regel vannet kjøligere enn steinene og svaberget rundt. På denne tiden av året har vannet en kjøleende effekt på algene og organismene i litoralsonen. På vinteren er hovedsakelig sjøvannet varmere enn lufta og steinene i litoralsonen, så mange av algene og organismene kan ha blitt frosset til is ved at vannet rundt dem er frosset (Lobban & Harrison 1994). Dette fører til at organismene som lever høyt oppe i litoralsonen må tåle store variasjoner i fuktighet og temperatur (McQuaid & Branch 1984).

Temperaturen har også en avgjørende rolle for artenes utbredelsesmønster. Spesielt i månedene med høyeste og laveste temperatur. Butare (*Alaria esculenta*) som er vanlig langs vestkysten av Norge, har sin sørligste utbredelse ved Mandal, og da har temperaturen en avgjørende

rolle for utbredelse. Den tåler ikke middeltemperaturer over 16 °C (Sundene 1962). Temperaturen er også viktig for rødsleipe (*Nemalion helminthoides*) som har sin nordgrense på den norske vestkyst (Rueness 1977).

1.5.3 Uttørking

Marine organismer i fjæra må tåle store vekslinger i vannstanden (Kaiser *et al.* 2005). Det største problemet er uttørking som følge av lavvann. Mange av organismene har forskjellige måter å redusere uttørking på. Algene kan for eksempel synke i sammen ved lavvann slik at bare en del av planten eksponeres direkte mot sollys. Mange fastsittende dyr har også evnen til å lukke inne vannvolumer. For eksempel kan rur (*Semibalanus balanoides*) lukke kalkplatene og blåskjell (*Mytilus edulis*) lukke skallene tett sammen. Dette gjør at de kan overleve lavvannsperioden. Andre arter som sauetang (*Pelvetia canaliculata*) er så godt tilpasset lavvann at de ikke tåler å være konstant neddykket i sjøen. De er helt avhengige av å tørrellegges i visse periode (Fredriksen & Throndsen 2005).

1.5.4 Vannbevegelse

Bølger er sannsynligvis den viktigste faktoren i et eksponert område som bestemmer hvor i litoralsonen de ulike organismene vokser og hvor stor horisontal eller vertikal utbredelse de har (Lewis 1964).

De fleste bølger blir laget av vind, og det er tre faktorer som bestemmer størrelsen på bølgene, 1) styrken på vinden, 2) varigheten av vinden, og 3) distansen vinden kan blåse uavbrutt, dette blir kalt fetch. Desto lengre vinden kan blåse uavbrutt, desto mer eksponert er området (Hurd 2000; Kaiser *et al.* 2005). Effekten av eksponering viser på en liten skala forskjell mellom sjøsiden og landsiden av en liten øy, eller på en større skala mellom beskyttet bukt kontra en øy ved åpen sjø (Lewis 1964).

Vannbevegelsen har en stor effekt på hvilke arter som vokser på en eksponert kyst (Harley & Helmuth 2003; Westerbom & Jattu 2006) og hvor raskt de vokser. På eksponerte områder vokser algene raskere på grunn av større utskiftelse av vannmassene. Da vannmassene fører inn nye næringsstoffer enn de ellers ville ha gjort på beskyttede områder med mer stillestående vann (Leigh *et al.* 1987). Andre faktorer som påvirker artsutbredelsen i fjæra er hvilket substrat det er, som sandbunn, rullesteiner eller fast underlag. Helningsvinkelen på stranden

har en indirekte effekt på effekten av bølgene ved at bølgene virker med større krefter på lokaliteter med bratt helling (Druehl & Green 1982).

Når man ser på en horisontal utbredelse av alger og dyr i litoralsonen ser man at samfunnet forandres drastisk fra et eksponert til beskyttet område. Noen arter blir helt klart ekskludert fra eksponert kyst som en følge av et sterkt direkte mekanisk stress (Kimbrow & Grosholz 2006). Store alger og blåskjell blir lett vasket vekk fra svaberget av bølger. Mindre alger vil kunne sitte lenger (Connell 1972). Alger som vokser i litoralsonen er generelt mindre sammenliknet med algene som vokser sublitoralt (Little & Kitching 1996), og i tillegg er algene innen samme art mindre i størrelse på bølgeeksponerte områder enn hva de ville ha vært på beskyttede områder (Blanchette 1997).

I en bølgeeksponert fjæresone vil veksten enten bli stoppet eller ødelagt, eller hele organismen bli fjernet når de når en kritisk størrelse (Denny 1995). Vannbevegelse langs en bølgeutsatt kyst produserer noen av de kraftigste hydrodynamiske kreftene på Jorda, og siden slike krefter øker med økende størrelse på organismen, kan det bli en seleksjon på mindre individstørrelser. Grunnen er at de hydrodynamiske kreftene som virker på organismer langs en bølgeutsatt kyst, ser ut til å øke med økende kroppsstørrelse raskere enn evnen for organismen til å kunne feste seg godt nok til underlaget (Denny *et al.* 1985).

Vannbevegelse har en tydelig mekanisk effekt på vegetasjonen (Gaylord *et al.* 1994). Det kan man se ved at artsammensetningen forandrer seg gradvis, fordi artene i forskjellig grad er tilpasset den økende vannbevegelsen. Således kan enn bruke de ulike artene til å fortelle om et område er eksponert eller beskyttet (Opstad 1981; Lüning 1990).

Arter som vil være vanlige på eksponerte lokaliteter på Vestlandet av Norge vil være *Alaria esculenta*, *Porphyra umbilicalis*, *Fucus distichus*, *Ceramium shuttleworthianum*, *Mastocarpus stellatus* og *Corallina officinalis* (Rueness 1977; Hansen 1995). På litt mindre eksponerte lokaliteter vil arter som *Himanthalia elongata*, *Polysiphonia brodiaei*, *Fucus serratus*, og *Fucus vesiculosus* f. *vesiculosus* opptre. Typiske arter på beskyttede lokaliteter vil være *Pelvetia canaliculata* og *Ascophyllum nodosum*. Artene som finnes både på eksponert og beskyttet område på Vestlandet er *Patella vulgata* og *Semibalanus balanoides* (Rueness 1977; Hansen 1995; Raffaelli & Hawkins 1996; Kvist & Lein 1999).

1.6 Ulike måter å bestemme eksponering

Det har vært tatt i bruk mange ulike skalaer for å prøve å gi fjærelokalitetene eksponeringsverdier basert på kartografiske data. Baardseth (1970) ga fjærelokalitetene eksponeringsverdier basert på antall sektorer med åpen sjø utenfor lokalitetene. Thomas (1986) brukte vindens hastighet, varighet og retning i tillegg til strøklengde fra hver lokalitet for å beskrive en eksponeringsindeks. Denny (1995) tok i bruk bølgestatistikk og bølgeteorier for å predikere maksimal årlig bølgekraft på en fjærelokalitet.

Det å finne et direkte mål på bølgepåvirkning har vist seg å være vanskelig, og en biologisk eksponeringsskala har vist seg å være en nyttig indikator for å finne ut den bølgeeksponering lokalitetene utsettes for. Ballantine (1961), Lewis (1964) og Dalby *et al.* (1978) var blant de første som tok i bruk en biologisk eksponeringsskala, der en rangerer fjærelokalitetene etter fordeling av ulike alger og dyr på lokalitetene. Senere har en slik skala vært brukt på flere områder langs norskekysten. Osland (1985) utviklet en biologisk eksponeringsskala for Hordaland, som senere har blitt videreutviklet av Kvist & Lein (1999). Hansen (1995) utviklet en biologisk eksponeringsskala for Nord-Vestlandet, Kruskoff & Lein en for Sogn og Fjordane (1997), og Severinsen en for Vesterålen (1997).

1.7 Problemstilling og hypoteser

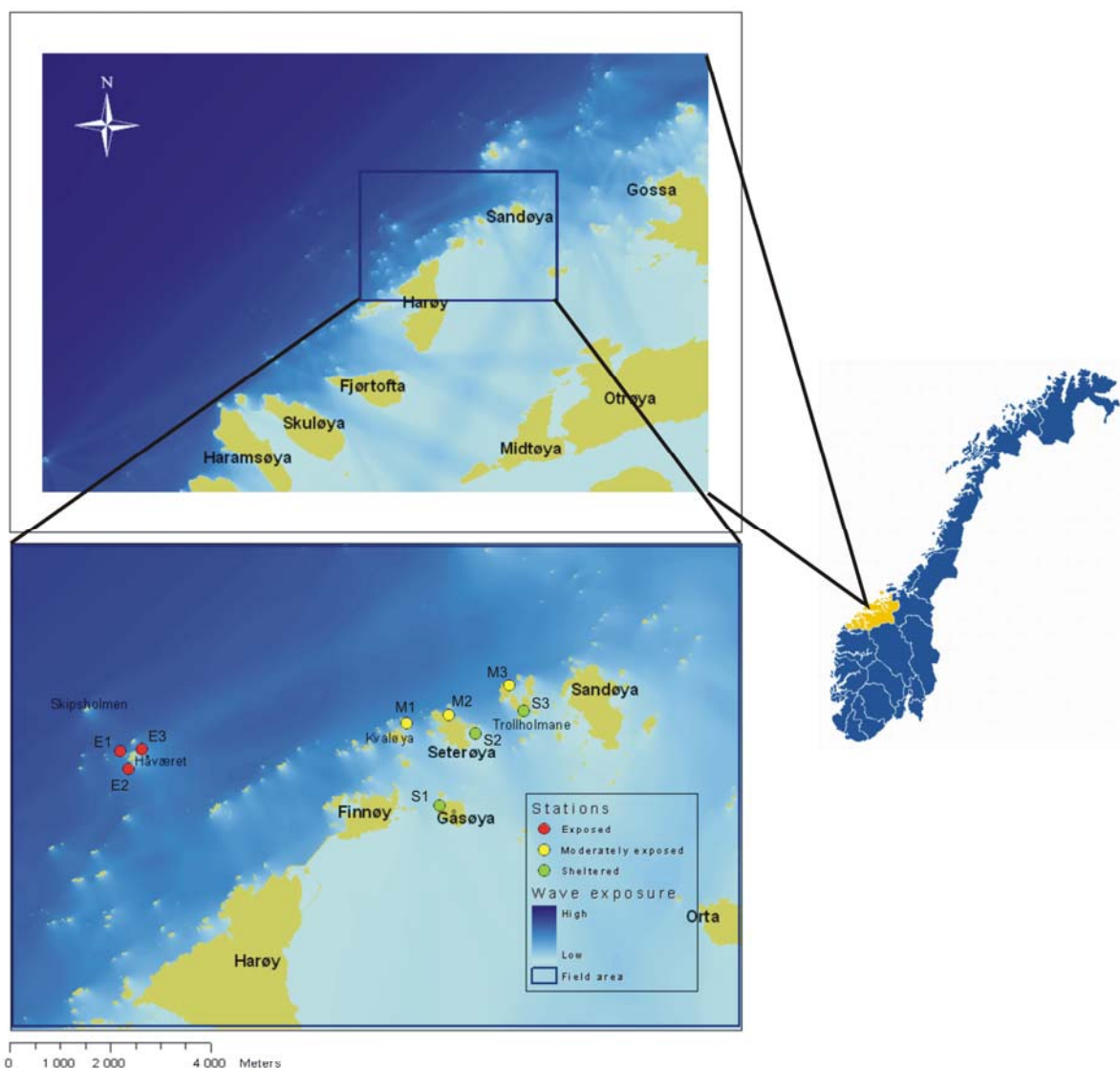
Tareskogsprosjektet "Exposure as a factor for primary and secondary production in a kelpforest" pågikk i perioden 2005 – 2007, og ble støttet av Norges forskningsråd (NFR). I prosjektet er det blitt jobbet med produksjonsestimater for stortareskog langs en eksponeringsgradient. Til grunn for prosjektet ligger 9 ulike stasjoner innenfor 3 ulike grader av eksponering (beskyttet, mellomeksponert og eksponert). Stasjonssettet er valgt ut fra en GIS-modell (Isæus 2004) hvor 5 år med vinddata er inkludert. Mitt mål med denne oppgaven er å studere om artssammensetningen i litoralsonen endres langs denne eksponeringsgraden.

H_0 : Det er ingen forskjell mellom artssammensetning av marine organismer innefor de tre eksponeringsgradene definert av en GIS-modell.

2. Materiale og metoder

2.1 Undersøkelseområdet

Innsamling av prøvene ble gjort på øyene rundt Finnøy i Møre og Romsdal. Området er valgt på bakgrunn av vårt tareskogsprosjekt. Forsøksområdet ligger i det ytre kystområdet hvor det er stortare, *Laminaria hyperborea* (Gunn.) Foslie på alle stasjoner. De fleste av stasjonene er lite påvirket av skipstrafikk. Tareskogsprosjektets 9 stasjoner, hvorav 3 ligger i beskyttet, 3 i mellomeksponert og 3 i eksponert område, danner basis for undersøkelsene. Det presiseres at alle ligger innenfor stortarens vokseområde.



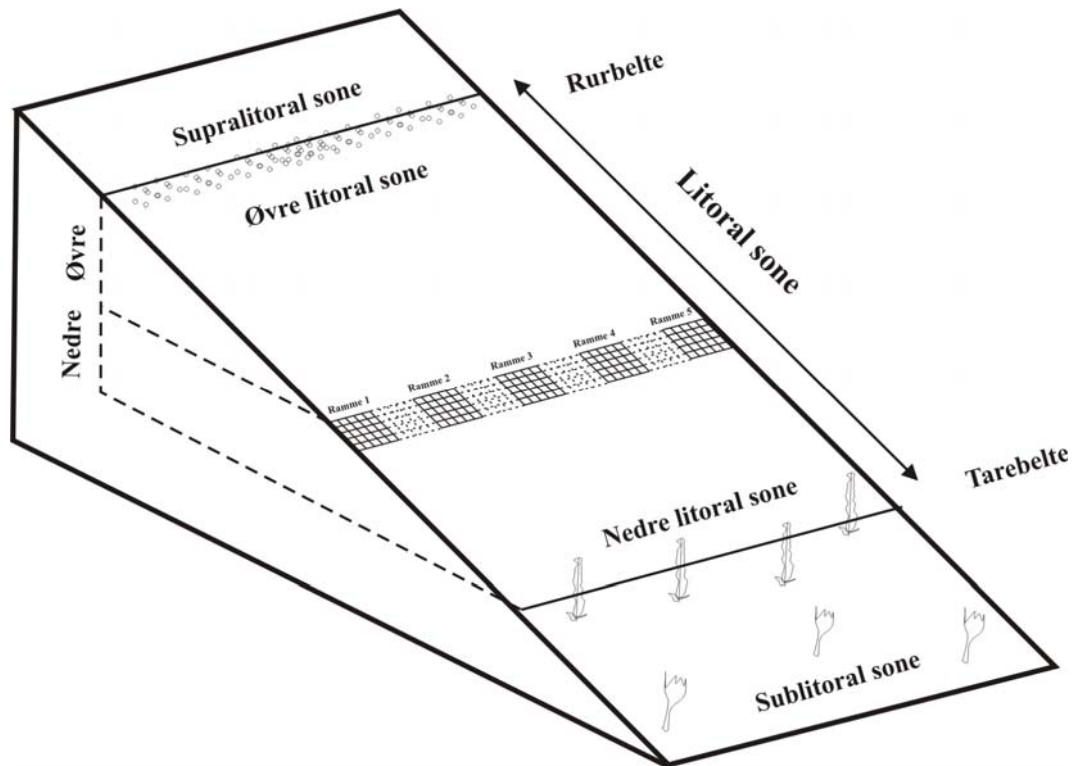
Figur 2.1 Gjennomsnitt av bølgeeksponering estimert fra fetch i 16 retninger, og fem år med vind-data i området rundt Finnøy (Møre og Romsdal, Norway) ifølge til Isæus-model (Isæus 2004). (Oppløsningen i modellen er 10x10meter). Kartet er gjengitt med tillatelse fra Guri Sogn-Andersen (2007).

2.2 Feltarbeidet

Feltarbeidet foregikk i tidsrommet fra 10 til 20. august 2007. På hver av stasjonene ble det gjort tre typer undersøkelser; en kvantitativ ruteanalyse, en biologisk eksponeringskala analyse og en mer kvalitativ innsamling av prøver for å få med seg hvilke arter som var på de ulike stasjonene samt å få en oversikt over alle artene.

2.3 Ruteanalysen

Alle de 9 ulike stasjonene ble undersøkt ved at man målte opp litoralsonen ved hjelp av en meterstokk og vater. På hver av stasjonene ble det analysert 5 rammer som var 50x50cm i alt 45 rammer. Posisjonene til rammene ble bestemt ved at vi målte fra øvre høyvann som er der rurbeltet starter til nedre lavvann som er der hvor taren begynner. Det var 50 cm mellom hver av rammene (figur 2.2). Rammene ble plassert nøyaktig på halvparten av avstanden mellom høyeste høyvann og laveste lavvann. Det ble gjort ved at man hadde et vater, metermål og en stokk som var helt rett til å legge vateret oppå, slik at man fikk målt høydeforskjellen på tidevannet. Ved hjelp av vateret kunne man også måle helningen på littoralsonen. Vateret hadde et display slik at helningen kunne leses rett ut.



Figur 2.2 En oversikt over supralitoral, litoral og sublitoralsonen, og hvordan rammene ble lagt i litoralsonen.

Det ble brukt stålrammer som var delt opp i 25 småruter. Hver av smårutene utgjør 4 % av dekningsgraden av totalarealet. På alle stasjonene ble rammen med rutene lagt oppå algene og dyrene. Alle organismer som er større enn ca 1mm ble notert. Algene og de fastsittende dyrene ble bestemt i % dekningsgrad. Prosent dekningsgrad defineres som den andelen av totalarealet som hver organisme sett ovenfra dekker. Flere av organismene sitter som epifytter. Organismer som dekker en kvart rute eller mindre ble registrert som 1 % arter. Summen av dekningsgraden av flere arter kan med denne registreringsmetoden overstige 100 %. Bevegelige (mobile) dyr ble registrert i antall individer.



Figur 2.3 Bildet til venstre viser rammen som ble brukt til ruteanalysen. Bildet til høyre er nærbilde av en enkel rute som tilsvarer 4 % dekning.

En del av artene ble bestemt direkte i felt, de som ikke lot seg artsbestemme ble det tatt prøver av. På hver av stasjonene ble det tatt med en stor flaske med prøver for å få med oss alle algene. I tillegg ble det på noen av stasjonene tatt med en liten flaskeprøve av en spesifikk rute i stålramma, på grunn av at der var noen arter som ikke lot seg artsbestemme i felt. Prøvene ble lagt på 1-2 % formalin og blandet med sjøvann for videre artsbestemmelse på laboratoriet.

2.4 Laboratoriearbeidet

På laboratoriet ble formalinen i flaskene skylt ut først med ferskvann, for så å fylle flaskene igjen med sjøvann å la de stå et døgn i avtrekkskapet. Videre på laboratoriet ble det brukt ulike løsninger på enkelte slekter for å avgjøre hvilken art det var. Det ble brukt jodløsning på *Ulva* slekten for å bestemme antall pyronoider, og laktofenol på *Osmundea* slekten for å se etter poreforbindelse (pit-connection) for å få en sikker artsbestemmelse.

Innen Rhodophyta har jeg valgt å beholde det tidligere slektsnavnet *Audouinella*, på grunn av at det var svært vanskelig å skille de ulike slektene fra hverandre, siden de nå har blitt delt opp i flere slekter. *Elachista* artene som ble funnet på *Himanthalia elongata* har jeg valgt å kalle *Elachista scutulata*, mens de *Elachista* artene som vokste på *Fucus* arter kalte jeg *Elachista fucicola*.

Alle algene som er blitt identifisert er det belegg for, enten i form av preparater (som man forseilet til dekkglasset ved å bruke en spesiell løsning som er beskrevet i appendiks XI.), eller det har blitt laget et herbarieark, tatt bilder eller en kombinasjon av disse. Bildene ble tatt med et Nikon digitalkamerasystem for mikroskopi, modell DS-L1-5M. Alle bildene som er tatt i mikroskopet (Leica DMLS) er tatt med en kjent forstørrelse og systemet er slik at en kan legge en skala på bildene. Det er gjort på noen av bildene, der det har vært behov for det. Det er også blitt benyttet en lupe (Nikon SMZ645) med kamera, men problemet med kameraet til lupen er at forstørrelsen er ukjent, siden forstørrelsen er trinnløs til lupen.

Til artsbestemmelsen av alger og dyr ble det benyttet; ”Norsk Algeflora” (Rueness 1977), ”Bestemmelsenøkler til brunalger” (Rueness 2006a), ”Bestemmelsenøkler til grønnalger” (Rueness 2006b), ”Bestemmelsenøkler til Rødalger” (Rueness 2006c), ”Seaweeds of the British Isles – Volum 2 Chlorophyta” (Burrows 1991), ”Seaweeds of the British Isles – Volum 1 Rhodophyta Part 3A Ceramiales” (Maggs & Hommersand 1993), ”Seaweeds of the British Isles – Volum 1 Rhodophyta Part 3B Bangiophycidae” (Brodie & Irvine 2003), ”Seaweeds of the British Isles – Volum 3 Fucophyceae Part 1” (Fletcher 1987), ”Seaweed flora of the maritimes – Rhodophyta – The Red Algae” (Bird & McLachlan 1992), ”Green Seaweeds of Britain and Ireland” (Brodie *et al.* 2007), ”Havets dyr og planter” (Køie *et al.* 2000), ”Alger i farger” (Rueness 1998) og Rødalgeslekten *Osmundea* Stackhouse i Norge (Dahlberg 1999).

2.5 Biologisk eksponeringsskala

En biologisk eksponeringsskala baserer seg på effektene av bølgeeksponering som er den viktigste påvirkningsfaktoren på organismene i fjæresonen. Dette kan man studere ved å se på forekomsten av visse dominerende arter på lokaliteten.

Den biologiske eksponeringsskala analysen videre ble utført ved at man målte opp en strandlinje på ca 8 meter i litoralsonen og som strakk seg over hele litoralsonens høyde. Deretter

plasserte man seg i lokalitetens senter, slik at man hadde ca 4 meter på hver side før man fortok en semikvantitativ registrering av de utvalgte artene.

Forekomsten av totalt 15 bentiske alger og dyr ble undersøkt på hver av lokalitetene. *Fucus vesiculosus* blir betegnet *Fucus vesiculosus f. vesiculosus* for alle individer med blærer, og for individer som er blæreløse blir de betegnet som *Fucus vesiculosus f. evesiculosus*.

På de ulike stasjonene ble dekningsgraden og mengden anslått etter en skala fra 0 til 70, der 10 angir lav forekomst og 70 angir høy forekomst. Skalaen er en modifikasjon av Dalby *et al.* (1978) og tatt utgangspunkt fra Kvist & Lein (1999) sine arter.

Tabell 2.1 Bentiske plante- og dyrearter undersøkt i felt. Benyttet til å beskrive en biologisk eksponeringsskala. Det var 15 arter som ble benyttet.

Gruppe	Art	Norsk navn
Brunalger	<i>Alaria esculenta</i>	Butare
	<i>Ascophyllum nodosum</i>	Grisetang
	<i>Fucus distichus</i>	Båetang
	<i>Fucus serratus</i>	Sagtang
	<i>Fucus vesiculosus f. evesiculosus</i>	Blæretang(blæreløs)
	<i>Fucus vesiculosus f. vesiculosus</i>	Blæretang
	<i>Himanthalia elongata</i>	Remtang/Knapptang
	<i>Laminaria digitata</i>	Fingertare
	<i>Pelvetia canaliculata</i>	Sauetang
Rødalger	<i>Corallina officinalis</i>	Krasing
	<i>Palmaria palmata</i>	Søl
	<i>Porphyra umbilicalis</i>	Vanlig fjærhinne
Albuesnegl	<i>Patella vulgata</i>	Albusnegl
Muslinger	<i>Mytilus edulis</i>	Blåskjell
Rur	<i>Semibalanus balanoides</i>	Fjærerur

2. 6 Modellering – dekningsgrad og tilstedeværelse.

Databehandling og analyser som er blitt brukt er utført i to forskjellige statistikkprogram, ett som heter R og ett som heter PAST. Disse to statistikkprogrammene behandler modeller, grafer og analyserer dataene som har blitt valgt. Programmet R er et program som man kan hente gratis på internett på <http://cran.r-project.org/>. Det samme gjelder PAST (PALaeontological Statistics)(Hammer *et al.* 2001) som man kan hente gratis ned fra internett på <http://folk.uio.no/ohammer/past/download.html>

R ble brukt til varianseanalyser (ANOVA) og Tukey HSD-tester. Programmet er et nyttig verktøy som gir brukeren et bredt spekter av muligheter for analyse og grafisk fremstilling (Crawley 2005). PAST ble brukt til å utføre NMDS-ordinasjoner og hierarkiske clusteranalyser.

I den kvantitative undersøkelsen har det blitt brukt en hierarkisk clusteranalyse og en ordinasjonsanalyse. Til den kvalitative analysen har det blitt brukt en ANOVA, Tukey HSD (Honestly Significant Difference) og en hierarkisk clusteranalyse.

Multivariate likhetsanalyser er velegnet til å kartlegge forskjeller i økologiske samfunn mellom stasjoner, og i tillegg gir de en objektiv oversikt over tendenser i komplekse biologiske data (Økland 2007). Likhetsindeksen som er blitt brukt til å se på artslikhet mellom stasjonene er Bray-Curtis likhetsindeks (Bray & Curtis 1957). Indeksen er blitt brukt både i den hierarkiske clusteranalysen og på NMDS-analysen.

Bray-Curtis likhetsmål er et velegnet for artssammensetningsdata på grunn av den innebygde normaliseringsfunksjonen. I tilfeller der arter er tallrike på noen stasjoner og er fraværende på andre, er en normalisering av hvert ledd nødvendig for at ikke enkeltarter skal dominere likhetsmålene.

Indeksen har formelen:

$$Sim_{ab} = 1 - \frac{\sum_i |x_{ia} - x_{ib}|}{\sum_i (x_{ia} + x_{ib})}$$

der X_{ia} og X_{ib} er mengden av art på henholdsvis stasjon a og b. Sim_{ab} blir 0 dersom stasjon a og b ikke har noen arter felles, og 1 dersom alle arter finnes i like stor mengde på begge stasjoner (Bray & Curtis 1957).

2.6.1 Hierarkisk cluster

Hierarkisk clusteranalyse (Lance & Williams 1967) presenterer data i et dendrogram hvor stasjonene er lenket trinnvis sammen fra x-aksen og oppover, slik at diagrammet former et tre. Når man lager et dendrogram, lenker man sammen objekter til grupper og grupper til større

grupper til man står igjen med en objektgruppe (Årrestad 1991). Desto høyere opp i dendrogrammet stasjonene sammenføres, desto likere er artssammensetningen mellom to stasjoner. I denne hierarkiske clusteranalysen er objektene ruterammene fra de 9 stasjonene som ble valgt, der det var fem ruterammer på hver stasjon, i alt 45 rammer. I dendrogrammet representerer sammenkoblingspunktene (noderne) plassering langs y-aksen likhetsnivå skalert etter Bray-Curtis for hver lenking.

En hierarkisk clusteranalyse sammenlikner alle de ulike stasjonene med hverandre og illustrerer forskjeller eller likheter mellom de ulike stasjonene. Desto mer to stasjoner er lik eller har til felles med hverandre, jo nærmere og høyere opp i dendrogrammet vil de bli lenket sammen.

2.6.2 Multidimensional scaling (MDS)

Ordinasjonsmetoden som er valgt er en Multidimensjonal skalering (MDS), som er en ordinasjonsanalyse som ble først utviklet til bruk innen psykologi og sosiologi (Shepard 1962). Senere har denne blitt videre utviklet til NMDS. NMDS er en forkortning for "Non-metric" eller "Non-parametric" MDS (Kruskal 1964a; Kruskal 1964b). NMDS er en type ordinasjonsanalyse der en tar utgangspunkt i en likhetsmatrise. Ordinasjonen grupperer stasjonene på et annet matematisk grunnlag enn en hierarkisk clusteranalyse (Årrestad 1991).

Ordinasjonen avhenger kun av likhetsgraden i likhetsmatrisen. Målet med NMDS er å konstruere en grafisk fremstilling av stasjonene i et forhåndsbestemt antall dimensjoner, slik at forskjellene i likhetsmatrisa mellom stasjonene vises ved avstand mellom dem i den grafiske fremstillingen. Stor avstand mellom punktene (stasjonene) angir liten grad av likhet, mens liten avstand angir stor grad av likhet mellom stasjonene. Når grupperingen i de to metodene stemmer overens tyder dette på at inndelingen er reell.

Stressfaktoren er et mål på overensstemmelse mellom likhetsmatrisa og ordinasjonen. En stressfaktor på 0 er en fullstendig overensstemmelse. Stressverdien man får forteller hvor mye vekt en kan tillegge tolkningen av resultatet. Stressverdien går fra 0 til 1, der stressverdier under 0,2 blir sett på som gode verdier (Kruskal 1964a) Desto lavere stressfaktor man får i resultatet desto mer vekt kan en tillegge tolkningen av resultatet. En stress faktor på 0 er en fullstendig overensstemmelse. Valg av antall dimensjoner påvirker stressverdien, slik at når

en velger færre dimensjoner vil ofte stressverdien øke og en risikerer tap av informasjon (Field *et al.* 1982).

Aksene i en NMDS har ingen biologiske mening, og valg av antall dimensjoner er avhengig av antall punkter som skal plottes, og egenskapene til data som skal analyseres. I denne undersøkelsen har det blitt valgt tredimensjonal NMDS. Tre dimensjoner ser ut til å gi tilstrekkelig lave stressverdier, og ser også ut til å gjenspeile miljøvariablene best mulig langs aksene i diagrammet.

Multivariate analyser av artssammensetningsdata er vanskelig å ordinere. For å oppnå trygghet i resultatene er det derfor behov for å sammenlikne resultater fra forskjellige metoder, slik som er gjort i dette tilfellet ved bruk av NMDS- og clusteranalyse.

2.6.3 ANOVA og Tukey HSD

Varianseanalysen (ANOVA) ble utført på hver eksponeringsgrad for å se om det var noen signifikant forskjell i antall arter mellom S-, M- og E- stasjonene. ANOVA er en slagkraftig analyseteknikk for å sammenligne gjennomsnitt i mange grupper samtidig. Hovedpoenget med en ANOVA er å sammenligne variasjonen innad i gruppene med variasjonen mellom gruppene (Løvås 2004).

Der er også benyttet en Tukey HSD test. Dette er en metode som gjør det mulig å utføre multiple sammenligninger uten å påvirke signifikantsnivået (α). Metoden ble brukt til å sammenligne stasjonene med hverandre for å se om det var noen signifikant forskjell i antall arter mellom eksponeringene. For mer informasjon om metodene se Løvås (2004) og Crawley (2002).

3. Resultater

3.1 De ulike stasjonene

De 9 ulike stasjonene hadde stor forskjell i hellingsgrad (vertikal utstrekning) på strandsonen (tabell 3.1a). S3 stasjonen var den stasjonen som skilte seg mest ut med en helling på 62 °. Innenfor de mellomeksponerte stasjonene var det ganske stor variasjon på hellingsgraden, M3 (37 °) hadde nesten dobbelt så bratt helling som M1 (20 °) og M2 (19 °). Høyden på den vertikale utstrekningen varierte lite mellom de forskjellige stasjonene (tabell 3.1b), med unntak av M2.

Tabell 3.1a Oversikt over hellingen på de 9 stasjonene som inngår i undersøkelsen.

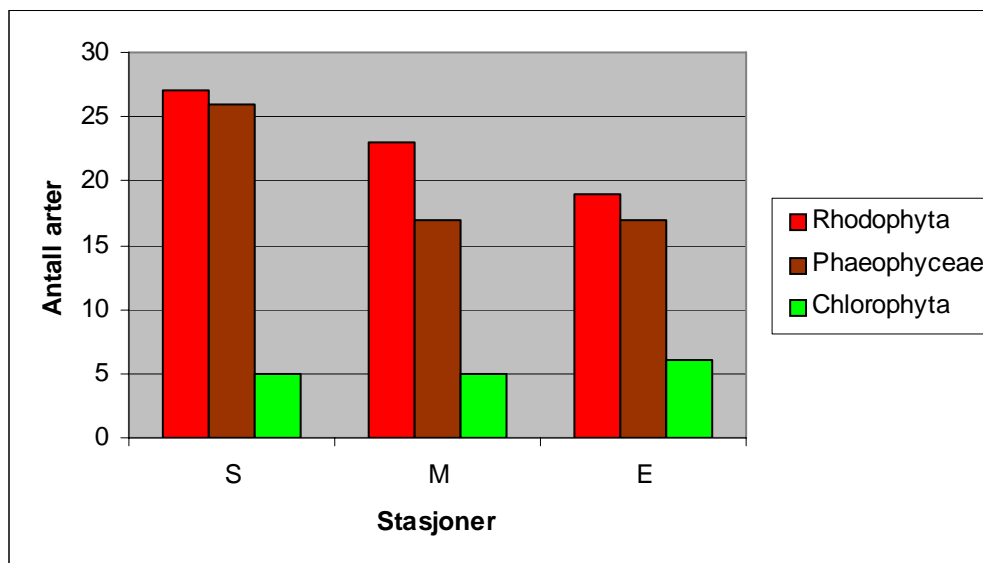
S1	S2	S3	M1	M2	M3	E1	E2	E3
34 °	28 °	62 °	20 °	19 °	37 °	38 °	35 °	27 °

Tabell 3.1b Høyden på tidevannet over de 9 stasjonene som inngår i undersøkelsen ble målt fra øvre rurbelte til øvre tarebelte.

S1	S2	S3	M1	M2	M3	E1	E2	E3
165cm	160cm	150cm	150cm	135cm	170cm	160cm	160cm	165cm

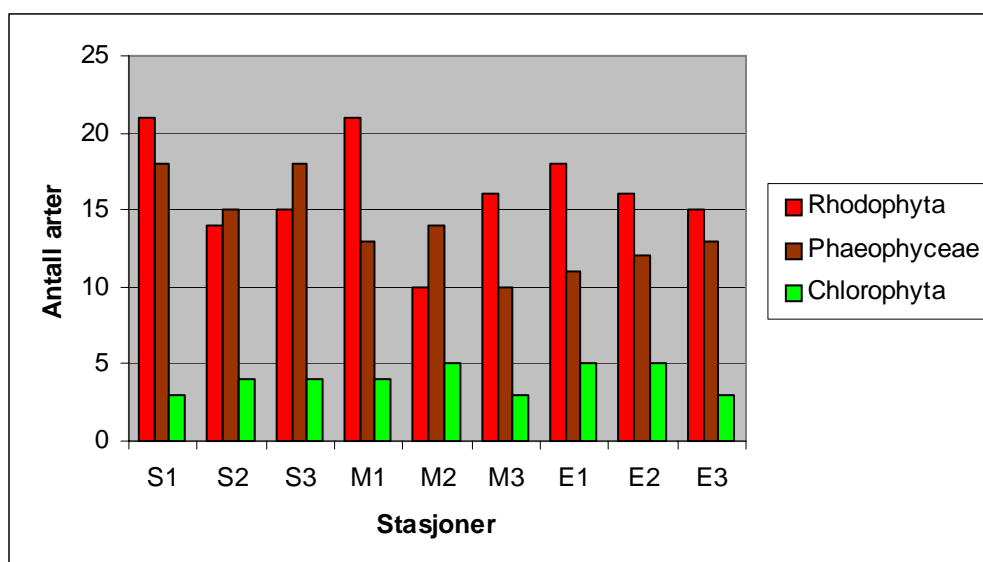


Figur 3.1 Bilde av M2 stasjonen, til venstre og bilde av S3 stasjonen til høyre.



Figur 3.2 Totalt antall rødalger (*Rhodophyta*), brunalger (*Phaeophyceae*) og grønnalger (*Chlorophyta*) på S, M og E stasjonene som har blitt registrert av alle metodene.

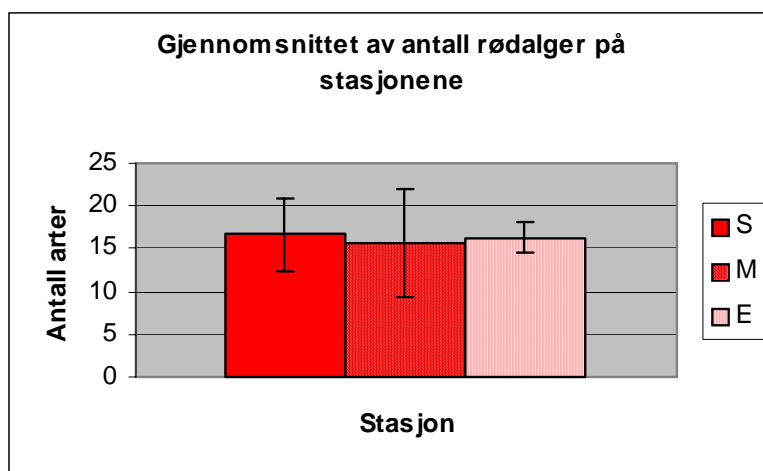
Figur 3.2 er bygd opp ved at hver enkelt art kun blir registrert en gang på hver eksponeringsgradient, slik at S1, S2 og S3 har blitt slått sammen til S, M1, M2 og M3 er blitt slått sammen til M, E1, E2 og E3 er blitt slått sammen til E. På alle stasjonene er rødalgene den dominerende gruppen, selv om det er svært lite som skiller rødalger og brunalger på S- stasjonene (figur 3.2). Av grønnalgene ble det bare registrert noen få arter av ved hver eksponering.



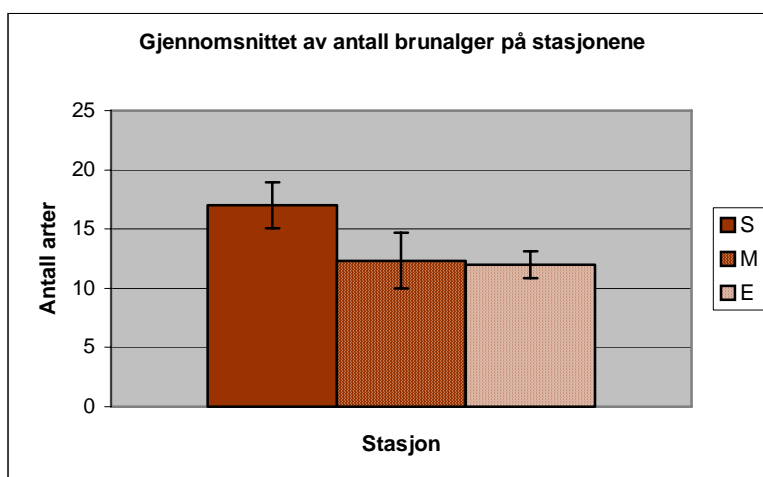
Figur 3.3 Antall arter på hver enkel stasjon av rødalger (*Rhodophyta*), grønnalger (*Chlorophyta*) og brunalger (*Phaeophyceae*) som har blitt registrert.

I figur 3.3 ble det registrert antall arter av rødalger, brunalger og grønnalger som var tilstede på hver stasjon. Rødalger var den dominerende gruppen på de fleste av stasjonene med unntak på tre av stasjonene (S2, S3 og M2), hvor brunalger var den dominerende gruppen (figur 3.3). Alle stasjonene inneholdt rødalgene *Audouinella* spp, vanlig rekeklo (*Ceramium virgatum*), krasing (*Corallina officinalis*), vorteflik (*Mastocarpus stellatus*), slettrugl (*Phymatolithon lenormandii*) og penseldokke (*Polysiphonia brodiaei*)(appendiks VIII, tabell 6.4).

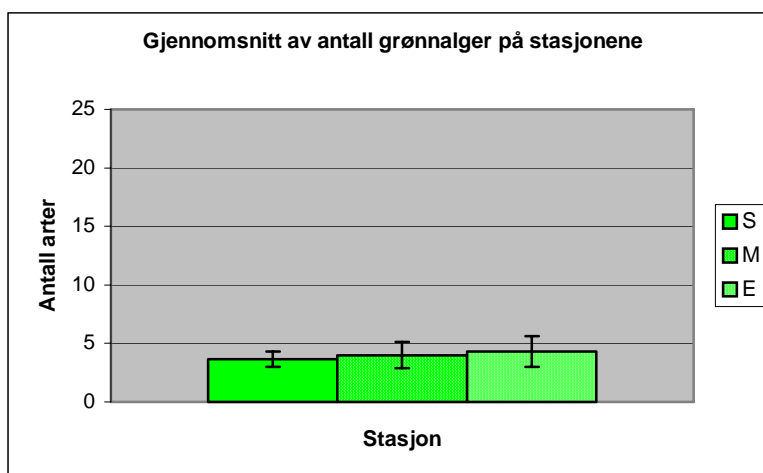
I tillegg hadde alle stasjonene brunalgene *Ectocarpus fasciculatus*, tanglo (*Elachista fucicola*), blæreløs blæretang (*Fucus vesiculosus* f.evesiculosus), og fingertare (*Laminaria digitata*)(appendiks VIII, tabell 6.4). Grønnalger ble det registrert få av, og det var stort sett de samme som ble funnet på de ulike stasjonene, som *Acrosiphonia arcta*, *Cladophora rupestris*, *Ulva intestinalis* og *Ulva compressa*. I tillegg ble *Blidingia minima* funnet på S1 og M2, og *Chaetomorpha melagonium* funnet på E1, og *Ulothrix flacca* funnet på E2 (appendiks VIII, tabell 6.4).



Figur 3.4 Gjennomsnitt av antall rødalger på alle S-, M- og E-stasjonene. Plottet med konfidensintervall ($\alpha = 0,05$).

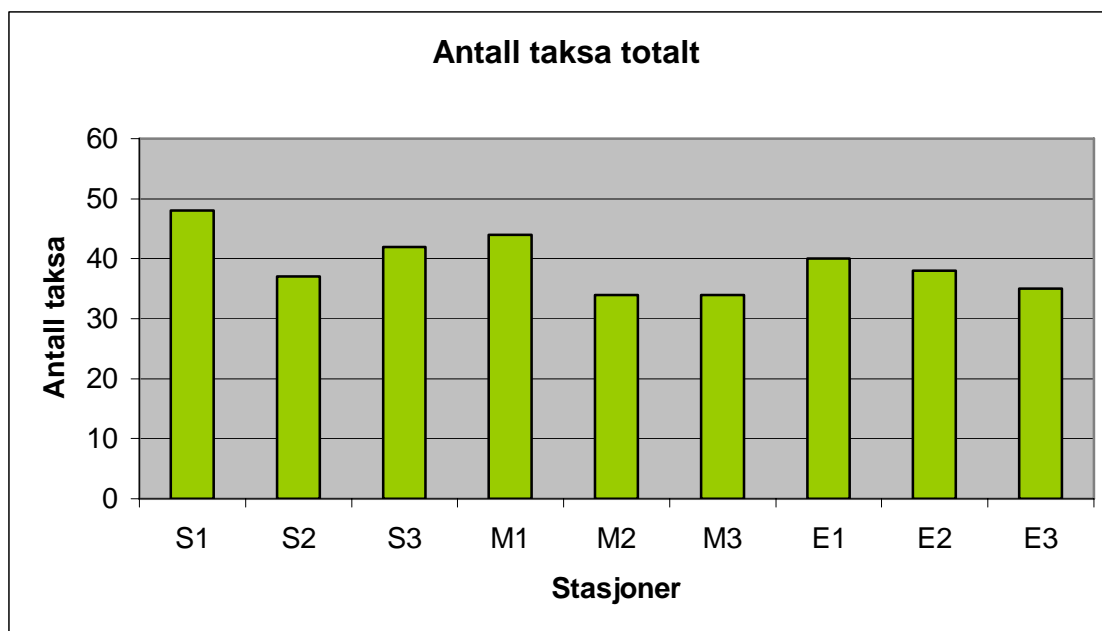


Figur 3.5 Gjennomsnitt av antall brunalger på alle S-, M- og E-stasjonene. Plottet med konfidensintervall ($\alpha = 0,05$).



Figur 3.6 Gjennomsnitt av antall grønnalger på alle S-, M- og E-stasjonene. Plottet med konfidensintervall ($\alpha = 0,05$).

Det var ingen signifikant forskjell mellom de ulike stasjonene i antall, på verken rødalger (figur 3.4) eller grønnalger (figur 3.6). Rødalgene var den dominerende alge gruppen på både M- og E-stasjonene. For brunalgene var det signifikant forskjell mellom S-stasjonene og E-stasjonene (figur 3.5). Det var klart flere brunalger på S-stasjonene enn det var på E-stasjonene. De artene av brunalger som kun ble registrert på S-stasjonene var smal vortesmokk (*Asperococcus fistulosus*), butaretråd (*Litosiphon lamniariae*), prikketunge (*Punctaria plantaginea*), *Pyliaella varia* og bruntufs (*Sphacelaria cirrosa*). Det var også en del rødalger som kun ble registrert på S-stasjonene som sjøris (*Ahnfeltia plicata*), gaffelgrenet havpyrd (*Callithamnion corymbosum*), krusflik (*Chondrus crispus*), fiskeløk (*Cystoclonium purpureum*), fagerving (*Delesseria sanguinea*), eikeving (*Phycodrys rubens*) og draugfjær (*Ptilota gunneri*) (appendiks VIII tabell 6.4).

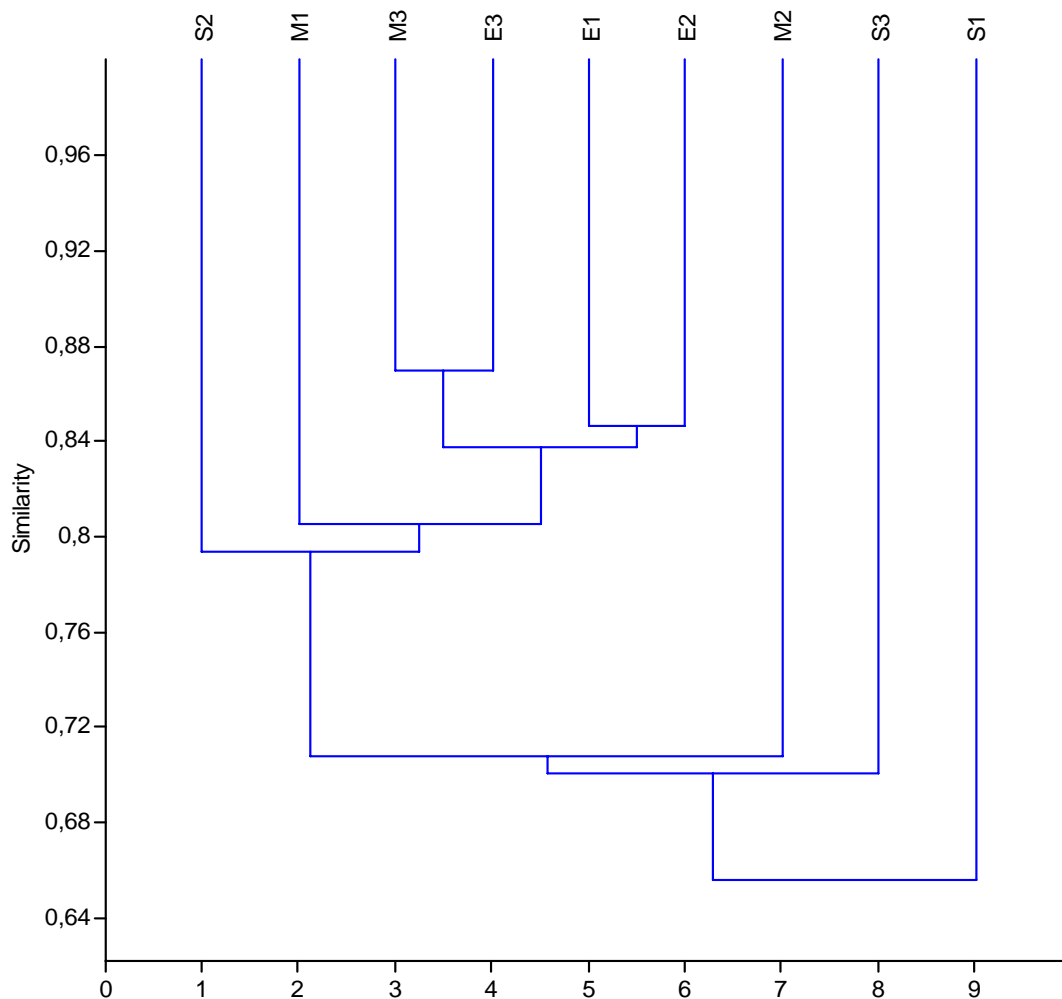


Figur 3.7 Totalt antall av alle alger og dyr som ble registrert med den kvantitative og den kvalitative undersøkelsen ved hver stasjon.

Resultatene i figur 3.7 er basert på 72 forskjellige alger og dyr som ble registrert i undersøkelsen (appendiks VIII, tabell 6.4). Enkelte av registreringene er ikke av arter, men av slekt. Det var på grunn av at enkelte arter ikke lot seg bestemme i felt eller lab. S1 stasjonen var den stasjonen det ble registrert flest forskjellige alger og dyr (figur 3.7). Enkelte av registreringene innen for slekten *Fucus* og *Laminaria* har kun blitt registrert til slekt. Dette på grunn av at enkelte av individene var for unge til å artsbestemme eller at det var kun et lite fragment som

hadde blitt med i prøven. Disse har blitt kalt *Fucus* juvenil eller *Laminaria* juvenil når det var ungplanter eller *Fucus* sp. når det ble bare funnet et lite fragment i prøven.

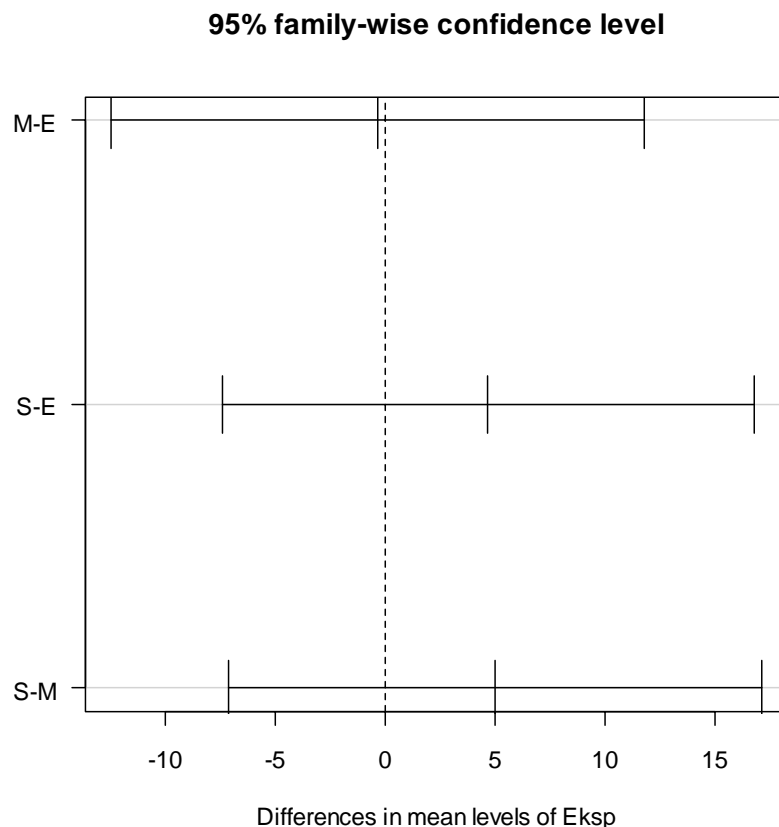
3.2 Den kvalitative undersøkelsen



Figur 3.8 Dendrogram basert på Bray-Curtis likhetsindeks. Basis for analysen er de 72 registrerte artene er til stede eller ikke. Likhetsindeks går fra 0 til 1 på Y-aksen, der 1 tilsvarer 100 % likhet i artssammetningen i samfunnet. X-aksen har ingen økologiske betydning, forteller bare antall stasjoner som er valgt.

Figur 3.8 er basert på hvorvidt de 72 artene er til stede eller ikke tilstede ved stasjonene. Den hierarkiske clusteranalysen er basert på Bray-Curtis likhetsindeks. Dendrogrammet viser to hovedgrupper, hvorav den ene består av S1, S3 og M2, mens de andre stasjonene S2, M1, M3, E1, E2 og E3 utgjør den andre gruppen (figur 3.8). Innefor sistnevnte viser E-stasjonene (E1,

E2 og E3) og M3 stor grad av artslikhet på 84 % i følge Bray-Curtis likhetsindeks (figur 3.8). S2 og M1 stasjonene legger seg også på den samme greinen, men skiller seg ut som egne grupper på et lavere nivå av artslikhet, ved henholdsvis underkant av 80 % for S2, og overkant av 80 % for M1. I tillegg skiller S1, S3 og M2 seg fra resten av stasjonene.

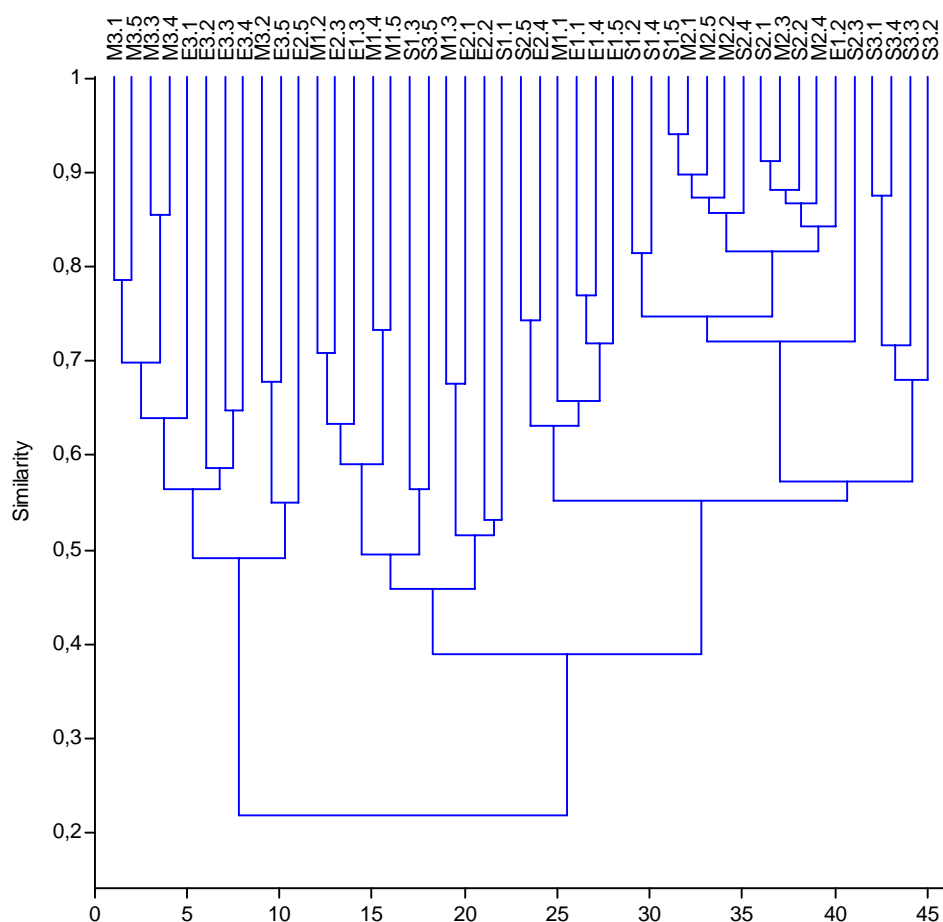


Figur 3.9 Tukey-HSD test tatt utgangspunkt i de 72 artene som ble funnet på de 9 stasjonene. Plottet viser 95 % konfidensintervall. Den stiplede linjen i midten som indikerer 0, beskriver om det er en signifikant forskjell. Når den heltrukende linjen ikke inkluderer 0, er det en signifikant forskjell på stasjonene med hensyn på antall arter ($\alpha=0.05$).

I figur 3.9 kan det ses at det ikke er noen signifikant forskjell mellom de ulike eksponeringene. Det kan man se ut fra plottet (figur 3.9) ved at alle de tre linjene er innom den stiplede linja på 0. Hadde ikke stasjonene krysset 0 linja, hadde det vært en signifikant forskjell på artsammensetningen mellom de forskjellige eksponeringene. Sammenligning M-E viser at det er flere arter på E enn det er på M stasjonen. Figuren viser at S har flere arter enn E.

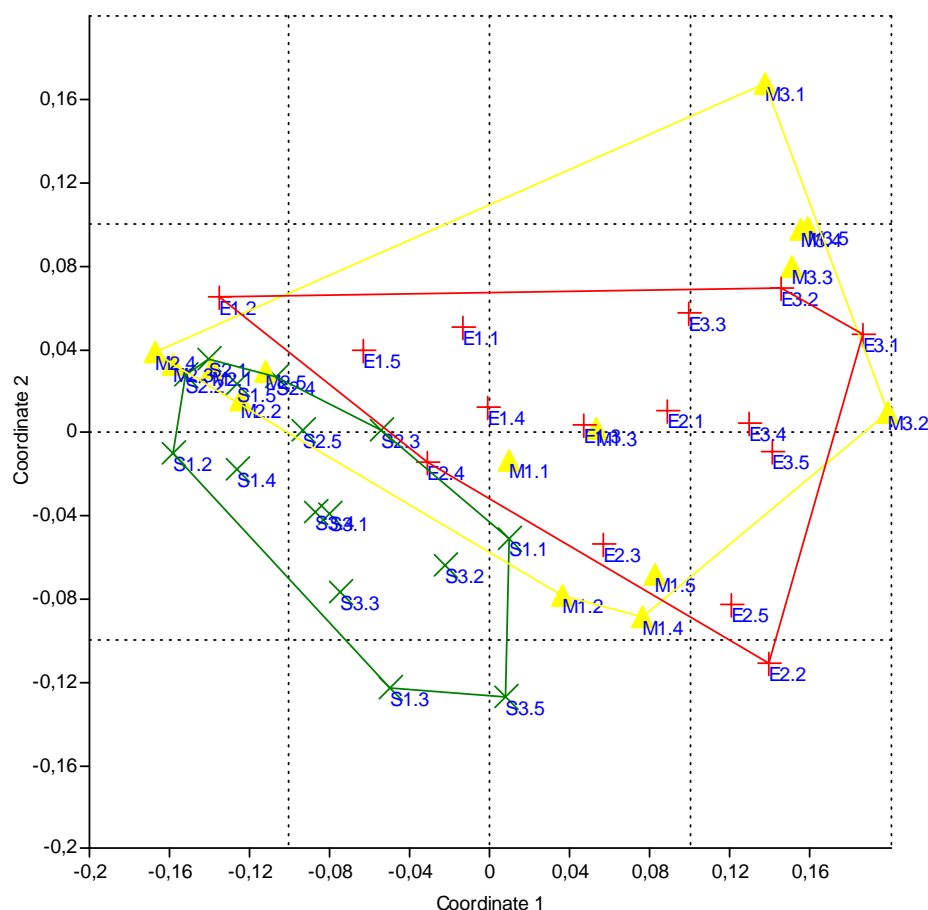
	Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t)
(Intercept)	37.6667	2.7889	13.506	1.02e-05 ***
EkspM	-0.3333	3.9441	-0.085	0.935
EkspS	4.6667	3.9441	1.183	0.281

3.3 Den kvantitative undersøkelsen



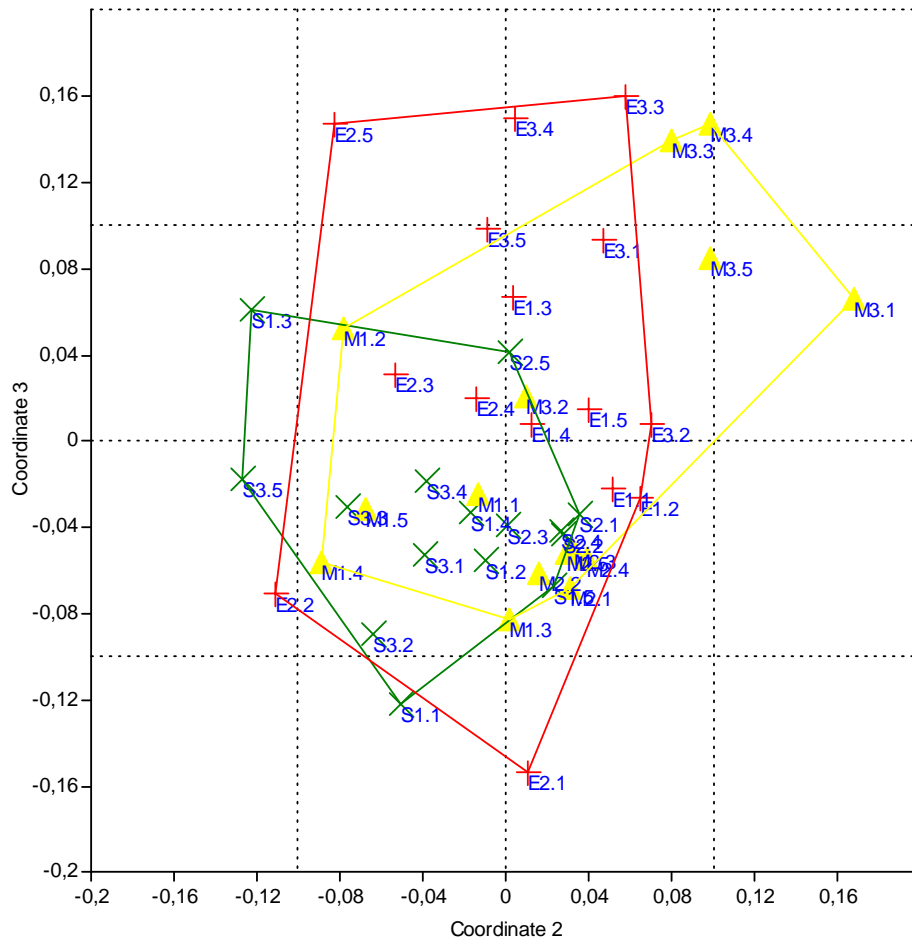
Figur 3.10 er en hierarkisk clusteranalyse gjort på bakgrunn av ruteanalysen ved de 9 stasjonene. 45 rammer hvor det ble funnet 45 forskjellige arter av alger og dyr ligger til grunn for

analysen. Hver ramme er blitt sammenlignet med hverandre og er blitt plassert slik at de som hadde høyest artslikhet er blitt plassert nærmest hverandre i den hierarkisk clusteranalysen. I dendrogrammet dannes to separerte hovedgrupper, den ene med alle rammene på M3 stasjonen og alle rammene på E3 stasjonen pluss E2.5 rammen, og den andre med de resterende rammene (figur 3.10). Rammene på M3, rammene på E3 og E2.5 rammen danner klart den mest avskilte gruppen. Den hierarkiske clusteranalysen danner en viss trend, ved at stort sett alle rutene på E-stasjonene, og M1 og M3 danner seg en gruppe lengst til venstre, mens S-stasjonene og M2 stasjonen danner en gruppe helt til høyre (figur 3.10), med unntak av S1.1, S1.3, S2.5 og S3.5 rammene. Disse befinner seg i midten av diagrammet, fordeler seg noe ulikt i forhold til andre fra rammene på S-stasjonene (figur 3.10). Rammene på E-stasjonene og S-stasjonene skiller seg klart fra hverandre.



Figur 3.11 Akse 1 mot akse 2 etter en tredimensjonal ikke-metrisk multidimensjonal skaleringsanalyse. Basert på Bray-Curtis likhetsindeks, med en stressverdi på 0,0969. Analysen er gjort på ruteanalysen. Grønne kryss er S-stasjoner, gule trekanter er M-stasjoner, røde kryss er E-stasjoner. Hvert enkelt punkt representerer en ramme.

NMDS-analysen er basert på dekningsgraden til artene (figur 3.11). Når akse 1 og akse 2 sammenlignes kan det ses at alle prøvene på E-stasjonene og alle prøvene på S-stasjonene danner to separerte grupper (figur 3.11). M-stasjonene plasserer seg litt annerledes, ved at de har en ganske stor spredning innad mellom de forskjellige stasjonene. M2 prøvene plasserer seg helt til venstre, mens M3 prøvene plasserer seg helt høyre i plottet (figur 3.11). Dette tyder på at de har en ganske ulik artssammensetning sammenliknet med hverandre (appendiks IX, tabell 6.5). Nesten alle E-stasjonene legger seg innenfor spredningen til M-stasjonene. S-stasjonene viser liten variasjon langs de to første aksene, og utgjør en ikke-overlappende gruppe i forhold til E-stasjonene. S-stasjonene er ganske samlet i plottet, med bare en spredning fra -0,16 til litt over 0 langs akse 1. og fra -0,13 til 0,04 i spredning langs akse 2 (figur 3.11). Prøver fra M- og E-stasjonene viser sammenfallende resultater, noe som indikerer stor grad av likhet innenfor eksponeringene. Det kan ses at prøver fra M- og E-stasjonene varierer mer langs de to første aksene enn hva tilfellet er for prøver fra S-stasjonene (figur 3.11). Ut i fra NMDS analysen danner det seg to hovedgrupper med ganske lik artssammensetning, en med E1, E2, E3, M1 og M3 og en annen gruppe med S1, S2, S3 og M2. I figur 3.12, som viser akse 2 og 3 i NMDS analysen, viser eksponeringene i stor grad overlappende grupperinger. Dette indikerer likhet i artssammensetning. Figuren viser også at M- og E-stasjonene varierer i større grad langs akse 3 enn hva tilfellet er for S-stasjonene.



Figur 3.12 Akse 2 mot akse 3 etter en tredimensjonal ikke-metrisk multidimensjonal skaleringsanalyse. Basert på Bray-Curtis likhetsindeks, med en stressverdi på 0,0969. Analysen er gjort på ruteanalysen. Grønne kryss er S-stasjoner, gule trekanter er M-stasjoner, røde kryss er E-stasjoner. Hvert enkelt punkt representerer en ramme.

3.4 Biologisk eksponeringsskala

Tabell 3.3 Resultatene fra den semi-kvantitative undersøkelsen hvor dekningsgraden for artene ved hver stasjon er tilegnet verdier fra 0 til 70. 0 indikerer at arten ikke forekommer og 70 indikerer høy forekomst.

Gruppe	Art	S1	S2	S3	M1	M2	M3	E1	E2	E3
Brunalger	<i>Alaria esculenta</i> – Butare	0	10	70	0	0	40	10	20	10
	<i>Ascophyllum nodosum</i> Grisetang	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Fucus distichus</i> Båetang	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	<i>Fucus serratus</i> Sagtang	70	40	60	20	40	0	10	30	10
	<i>Fucus vesiculosus f. vesiculosus</i> - Blæretang (blæreløs)	40	30	50	70	40	70	40	70	70
	<i>Fucus vesiculosus f. vesiculosus</i> - Blæretang	20	0	20	0	20	0	0	0	0
	<i>Himanthalia elongata</i> – Remtang	0	70	0	40	30	60	60	70	70
	<i>Laminaria digitata</i> - Fingertare	70	70	10	70	40	70	70	70	70
	<i>Pelvetia canaliculata</i> - Sauetang	0	0	10	10	10	0	0	0	0
Rødalger	<i>Corallina officinalis</i> - Krasing	20	30	30	20	20	20	10	60	20
	<i>Palmaria palmata</i> - Søl	0	20	40	40	0	20	10	10	10
	<i>Porphyra umbilicalis</i> - Vanlig fjærhinne	10	10	0	10	0	70	70	70	40
Albuesnegl	<i>Patella vulgata</i> - Albuesnegl	20	30	40	50	40	30	40	60	60
Muslinger	<i>Mytilus edulis</i> - Blåskjell	10	20	0	20	10	70	10	10	60
Rur	<i>Semibalanus balanoides</i> - Fjærerur	70	70	70	70	70	20	70	60	60

Ascophyllum nodosum og *Fucus distichus* ble ikke registrert på noen av stasjonene (tabell 3.3). *Fucus vesiculosus f. vesiculosus* er bare til stede på S1, S3 og M2. Den andre formen til *Fucus vesiculosus* nemlig *F. vesiculosus f. vesiculosus* var til stede på samtlige stasjoner. Den var spesielt rikelig til stede på M1, M3, E2 og E3 med en forekomst på 70 (tabell 3.3).

Pelvetia canaliculata ble kun funnet enkelte individer av på stasjonene S3, M1 og M2 (tabell 3.3). Den vokste helt oppe i overgangen mellom litoralsonen og supralitoralsonen, det gjorde at *P. canaliculata* var lett å oppdage om den var tilstede eller ikke tilstede på stasjonene.

Fucus serratus ble det registrert mye av på S1 med en forekomst på 70 og S3 med 60 (tabell 3.3), og i tillegg var den godt representert på S2 og M2, Den avtok i mengde etter hvert som man kom på de andre stasjonene. På stasjon M3 var den ikke tilstede i det hele tatt.

Laminaria digitata fantes over store deler på alle de forskjellige stasjonene. Den ble registrert i store mengder på alle S, M og E stasjonene, med unntak av på S3 hvor det ble funnet lite av den, med en forekomst på 10 (tabell 3.3).

Palmaria palmata hadde ganske spredt forekomst (tabell 3.3), og var ikke til stede på verken S1 eller M2. Ellers var den til stede på de andre stasjonene, men da bare som enkeltindivider, eller i litt større mengde på stasjonene S3 og M1 med en forekomst på 40.

Patella vulgata ble funnet på alle 9 stasjonene. Den hadde sin største forekomst på E2 og E3 med en tilstedeværelse på 60, men var ganske likt representert på alle stasjonene, det er en art som ble funnet på nedre del av litoralsonen (tabell 3.3).

Alaria esculenta forekom i spredte mengder mellom de ulike stasjonene (tabell 3.3). Den var til stede i små mengder på alle E stasjonene. I tillegg var den bare på M3 blant M stasjonene med en forekomst på 40. *Alaria esculenta* ble heller ikke funnet på S1. mens den på S3 ble den funnet i store mengder med en forekomst på 70. *Alaria esculenta* ble registrert i overgangen mellom sublitoralsonen og litoralsonen.

Corallina officinalis var til stede på alle stasjonene. Arten forekom ikke i store mengder med unntak av på E2 hvor den hadde en tilstedeværelse på 60 (tabell 3.3). *C. officinalis* satt ofte i fjellsprekker eller den var skjult under andre alger.

Himanthalia elongata ble funnet på de fleste av stasjonene med unntak av S1 og S3 (tabell 3.3). På E-stasjonene, S2 og M3 ble *H. elongata* funnet i rikelige mengder, med en forekomst på fra 60-70.

Porphyra umbilicalis ble funnet i store mengder på M3 og E-stasjonene med en forekomst på 70 (tabell 3.3), med et unntak på stasjon E3 hvor det ble registrert en forekomst på 40. *Porphyra umbilicalis* var en art som ble funnet helt oppe i supralitoralsonen.

Semibalanus balanoides var til stede på alle stasjonene i store mengder med en forekomst på 60-70, unntak var på M3 der den kun hadde en forekomst på 20 (tabell 3.3). *Semibalanus balanoides* og *Mytilus edulis* fantes stort sett på de samme stedene. På de ulike stasjonen ble det ikke funnet så mye av *M. edulis*, med en forekomst på 10-20. Unntak var på M3 og E3 hvor det ble funnet store mengder av *M. edulis*, med en forekomst på 70 på M3 og 60 på E3 (tabell 3.3). På S3 ble den ikke funnet.

4 Diskusjon

Artssammensetningen på klippekyst er styrt av komplekse interaksjoner av biotiske og abiotiske faktorer (Scrosati & Heaven 2007). Biotiske faktorer kan spenne seg fra beiting (Dayton 1971; Dayton 1975; Masterson *et al.* 2008) og byttedyr/rovdyr interaksjoner (Connell 1972; Menge 1976) til konkurranse om plass (Paine 1971), men likevel må de biotiske faktorene ta hensyn til rammene som de abiotiske faktorene har satt. Abiotiske forstyrrelser som bølgebevegelse er sett på som den viktigste faktoren for et eksponert område.

Å vurdere graden av eksponering ut fra artssammensetningen i et stortareområde er en vanskelig oppgave. Når en bruker forskjellige arter som indikatorer for å se på om et område er eksponert eller beskyttet (Opstad 1981; Helmuth & Denny 2003), skal en passe på å ikke komme opp i sirkelargumentasjon. For eksempel ved å påstå at et område er eksponert fordi det innehar de artene, og siden området innehar de artene, er det eksponert.

Formålet med min undersøkelse var å se på artssammensetningen på de ulike stasjonene ut fra graden av eksponering, og også se hvor godt artssammensetningen stemmer overens med GIS-modellens (Isæus 2004) beregninger av eksponering.

4.1 Feilkilder ved metodikken

4.1.1 Feilkilder i innsamling av data

Den største feilkilden til ruteanalysen (den kvantitative undersøkelsen) er knyttet til plassering av rammene og dekningsgraden av hver enkel art. Rammene blir tolket som uavhengige, men er ikke helt det. Siden rammene blir plassert 50 cm fra hverandre vil det kunne påvirke artssammensetningen. Feilestimering av dekningsgraden er nok en mindre feilkilde, siden ruteanalysen er delt opp i 25 småruter og gjør det enklere å bestemme prosent dekningsgrad. Dog kan ikke feilestimering utelukkes.

En mulig kilde til variasjon i datasettet er feilbestemming av arter. Feilbestemming er nok mest knyttet til den kvalitative undersøkelsen, der hver og enkel art har blitt bestemt om den er til stede eller ikke.

E-stasjonene viser relativ stor likhet i artssammensetning. Noe som kan skyldes at de ligger noe tett inntil hverandre (figur 2.1). I undersøkelsen er de tolket som uavhengige, men det kan ikke utelukkes at artssammensetningen på stasjonene påvirker hverandre.

Tilnærmingen til hypotesen om at artssammensetningen i et tareskogsområde endres langs en eksponeringsgradient kan angripes på forskjellige måter. De 9 stasjonene som lå til grunn for denne undersøkelsen er basert på GIS-modellen til Isæus (2004), og ble delt opp i tre eksponeringer; beskyttet, mellomeksponert og eksponert. I ettertid så kunne det tenkes at det hadde vært mer hensiktsmessig å bare fordelt det på eksponert og beskyttet. Det ville gitt større pålitelighet til resultatene. GIS-modellen blir presset til å dele stasjonene inn i tre eksponeringer, noe som gjør at skalaen blir veldig fin. Samtidig har GIS-modellen kun tatt hensyn til fem år med vinddata og ikke hensyn til topografien både på og under vann. Det gjør at den ikke vil fange opp alle lokale forhold som kan foregå i et meget lite område på noen få meter. I motsetning til GIS-modellen vil den kvantitative, den kvalitative og den biologiske eksponerings-skalaen ta hensyn til lokale forhold ut fra en artssammensetning.

4.1.2 Hierarkisk cluster

Dendrogram er en grafisk fremstilling av hierarkisk klassifisering (Pielou 1984), og foregår i mitt tilfelle ved at en lenker sammen stasjonene. Grunne til at jeg valgte en hierarkisk clusteranalyse er at det gir en oversiktlig illustrasjon over en uoversiktlig likhetsmatrise. Men metoder som forenkler har sine begrensninger og Field *et al.* (1982) beskrev fire ulemper. 1. Når to stasjoner er slått sammen til en gruppe mister stasjonene sin identitet. 2. Dendrogram viser bare likheter mellom grupper, nivået av likhet indikerer dens gjennomsnittlige inter-gruppe verdi. 3. Siden en slår sammen stasjoner hierarkisk, er ikke to stasjoner som er blitt sammen nødvendigvis de som er mest lik. 4. Dendrogrammer har en tendens til å overdrive forskjeller, slik at stasjoner som bare er gradsforskjellige blir til to atskilte grupper.

4.1.3 Multidimensjonal skalering

I den ordinasjonsmetoden som ble valgt, en ikke metrisk multidimensjonal skalering (NMDS), har ikke aksene noen biologiske mening. Svakheterne til NMDS er at hver gang du kjører en beregning av punktene, vil de røkere litt på seg. Når en gjentar prosessen to ganger etter hverandre med det samme datasettet vil ikke punktene ha den samme fordelingen i plottet som det forrige. Valg av antall dimensjoner kan også påvirke resultatet, ved at en velger en

dimensjon for lite som vil gi en høyere stressverdi, som kan føre til at tap av informasjon i NMDS-plottet går tapt.

4.2 Undersøkelsene

4.2.1 Den kvantitative undersøkelsen

I det opprinnelige datasettet var det 48 alger og dyr, men *Actinia equina*, *Nucella lapillus* og *Patella vulgata* er tatt vekk fra de kvantitative analysen. Disse ble tatt vekk av tre grunner; de ble telt i antall og ikke målt i prosent dekningsgrad. De var bevegelige mens de andre organismene var fastsittende. Samtidig er de til stede i nesten helt likt antall på alle stasjonene og dermed vil ikke noen stasjoner skille seg ut.

I den kvantitative undersøkelsen er det lagt størst vekt på resultatene fra NMDS-ordinasjonen. Denne metoden tilpasser multivariant samfunnsstruktur til økologiske faktorer (Clarke & Ainsworth 1993). Samt at NMDS er en vanlig metode brukt til å se på artssammensetningen til marine samfunn (Buttger *et al.* 2007; Heaven & Scrosati 2008; Masterson *et al.* 2008).

NMDS og den hierarkiske clusteranalysen viser at det er en forskjell på artssammensetningen ved de forskjellige stasjonene. I NMDS analysen (figur 3.11) er det et skille i artssammensetning mellom E og S stasjonene. Akse 1 og akse 2 i figur 3.11 ser ut til å ha en sammenheng med eksponering. Alle E-stasjonene og M3 stasjonen ser ut til å være mest eksponert i forhold til de andre S og M stasjonene i stortareområdet. E-stasjonene og M3 stasjonen hadde rikelig med *Himanthalia elongata* (appendiks IX, tabell 6.5), som er en alge som en finner på eksponerte områder (Jorde & Klavestad 1963; Opstad 1981). På S-, M1 og M2 stasjonene var *H. elongata* ikke tilstede, eller i kun små mengder (appendiks IX, tabell 6.5).

Mytilus edulis var en annen art det var mye av på E1, E3 og M3, men ganske lite av på E2. Individene av *M. edulis* var på alle stasjonene veldig små, noe som tyder på at det er et eksponert område (Kvist & Lein 1999). Siden større individer av *M. edulis* vil lettere bli skylt vekk, ved at størrelsen på individene øker fortære en evne til å kunne feste seg godt nok (Denny *et al.* 1985). M3 stasjonen lå åpent ut mot havet med mye sjø rundt seg. Det kan være en av år-

sakene til at den hadde en så lik artssammensetning som E1, E2 og E3 stasjonene ved at M3 var utsatt for den samme eksponeringen.

En av rammene på E1 stasjonen plasserte seg veldig til venstre i NMDS plottet (figur 3.11), ramme E1.2. E1.2 manglet en del av de artene som det var mye av i de andre prøvene, som *Corallina officinalis*, *Fucus vesiculosus* f. *evesiculosus*, *Himanthalia elongata*, *Mastocarpus stellatus* og *Phymatolithon lenormandii*. Dette er arter som er vanlige å finne på eksponerte områder (Jorde & Klavestad 1963; Opstad 1981; Hansen 1995).

M-stasjonene hadde en stor spredning i NMDS-plottet (figur 3.11), som tyder på liten grad av artslikhet mellom stasjonene. Resultatene fra M3 rammene inneholdt en del arter som ikke ble registrert på de to andre M-stasjonene eller bare var til stede i små mengder. For eksempel arter som: stor grønndott (*Acorsiphonia arcta*) og vanlig fjærhinne (*Porphyra umbilicalis*) var til stede i alle rammene på M3, og i tillegg M2.5 rammen var *A. arcta* også registrert, det samme gjaldt også *P. umbilicalis* som ble registrert i ramme M1.2. *Ceramium* sp. var rikelig til stede på M3, men bare i små mengder på M1. *Ceramium* sp. ble ikke funnet på M2. I tillegg hadde M3 store mengder med *Himanthalia elongata* og *Mytilus edulis*, som det ble registrert lite av på M1 og M2 (appendiks IX, tabell 6.5). Busket havpyrd (*Aglaothamnion sepositum*) og søl (*Palmaria palmata*) ble kun registrert på M1, og ikke på verken M2 eller M3 (appendiks IX, tabell 6.5). *Polysiphonia* sp. ble registrert både på M1 og M2, men ikke på M3.

De fem prøvene i NMDS analysen på M2 hadde liten spredning i plottet og plasserte seg nesten helt inntil hverandre (figur 3.11). Noe som tyder på høy grad av artslikhet i samfunnet. Det som var veldig spesielt med M2 stasjonen var at den hadde nesten opp mot 100 % deking av *Semibalanus balanoides* på enkelte av rammene, og i tillegg var det små mengder av *Corallina officinalis* som var rikelig til stede på de andre stasjonene. M2 stasjonen hadde en beliggenhet som var ganske beskyttet i forhold til hvor ruteanalysen forgikk (appendiks IX, tabell 6.5), sammenliknet med de andre stasjonene. M2 stasjonen var plassert slik at den lå inne i en liten bukt og var ganske skjermet mot stor bølgebevegelse. I tillegg var stasjonen østvendt og hadde en fjellknaus bak seg som var vestvendt, slik at dette beskyttet mot havet som lå rett vest. Det kan være en av årsakene til at M2 er så ulik de andre M-stasjonene i artssammensetningen, men mer lik S-stasjonene som hadde en flora og fauna som tilhørte et beskyttet område innefor stortareområde.

Hierarkiske clusteranalyser er også en vanlig brukt metode til å studere artslikheten til marine samfunn (Årrestad 1991; Clarke 1992; Reichert *et al.* 2008). I den hierarkiske clusteranalysen (figur 3.10) dannes det samme mønsteret som i NMDS-analysen av E2.5 rammen og de fem rammene på M3 og E3. E2.5 rammen og de fem rammene M3 og E3 danner en gruppe. De har en artslikhet på over 50 % i følge Bray-Curtis likhetsindeks (figur 3.10). Alle prøvene på M2, S2 (unntak S2.5) og S3, (unntak S3.5), pluss prøvene S1.2, S1.4 og S1.5 danner også en egen gruppe.

Ut i fra de to metodene danner det seg to grupper med ganske lik artssammensetning, en med E1, E2, E3, M1 og M3 rammene og en annen gruppe med S1, S2, S3 og M2 rammene (appendiks IX, tabell 6.5). E1, E2 og E3 rammene har en ganske lik artssammensetning. Det kan være flere grunner til det, en er at de har en lik artssammensetning på grunn av at de blir påvirket av den samme bølgepågangen. I tillegg kan det også være at de ligger så nær hverandre at det kan påvirke artssammensetningen. M3 stasjonen er den stasjonen som plasserer seg nærmest alle E-stasjonene i begge metodene, og det tyder på at den har en ganske lik artssammensetningen. M3 stasjonen er den stasjonen som ligger lengst vekk fra de andre E-stasjonene (figur 2.1), og av den grunn kan det heller tyde på at det er bølgepågang som er årsaken til at E-stasjonene plasserer seg så nær hverandre i plottene (figur 3.10), enn at grunnen er nærheten til de andre stasjonene. Samtidig har M3 en bratt helling (tabell 3.1b) som kan virke indirekte på bølgene ved at bølgene virker med større krefter på lokaliteter med bratt helling (Druehl & Green 1982).

4.2.2 Den kvalitative undersøkelsen

Den kvalitative undersøkelsen i figur 3.8 er basert på 72 forskjellige alger og dyr. Dendrogrammet har delt seg i to hovedgrupper, med S1, S3 og M2 i en gruppe, og S2, M1, M3, E1, E2 og E3 i en annen gruppe. E1, E2, M3 og E3 danner en gruppe som har en stor artslikhet. De har en artslikhet på opp mot 84 % i følge Bray-Curtis likhetsindeks (figur 3.8). S2 og M1 har en artslikhet til E1, E2, E3 og M3 på henholdsvis i underkant av 80 % på S2, og i overkant av 80 % på M1 (figur 3.8). De to hovedgruppene ovenfor når de sammenlignet med hverandre har en artslikhet i underkant av 72 % ut fra Bray-Curtis likhetsindeks (figur 3.8).

Det at M2, S3 og S1 skiller seg litt ut fra resten av stasjonene, kan henge sammen med beliggenheten de har, både M2 og S3 var østvendte og var godt skjermet mot direkte bølger. S1 var

sørvendt og lå ganske beskyttet sammenliknet med de andre stasjonene, men S1 hadde til gjengjeld sterk strøm i vannet (appendiks II, figur 6.1).

Grunnen til at S1, S3 og M2 plasserte seg som en egen gruppe i clusteranalysen (figur 3.8) er at stasjonene hadde en del arter som ikke ble registrert på de andre stasjonene. Smalving (*Membranoptera aleta*) ble kun registrert på S1, S3 og M2, og ikke på noen av de andre stasjonene. Dverg tarmgrønnske (*Blindingia minima*) ble registrert kun på S1 og M1, mens rur brunfleck (*Petroderma maculiforme*) ble kun registrert på S3 og M1.

Den andre hovedgruppen bestående av stasjonene S2, M1, M3, E1, E2 og E3 inneholdt artene *Alaria esculenta*, *Ceramium pallidum*, *Ceramium shuttleworthianum* og *Himanthalia elongata* (appendiks VIII, tabell 6.4). *A. esculenta*, *C. shuttleworthianum* og *H. elongata* er arter som en finner på eksponerte områder (Jorde & Klavestad 1963; Jorde 1966; Opstad 1981). Unntak var at *A. esculenta* ble også funnet på S3 og *H. elongata* på M2. Leddet rosenrør (*Lomentaria articulata*) ble registrert på S1, men ikke på S2 ((appendiks VIII, tabell 6.4). Dette tyder på at de to hovedgruppene i dendrogrammet (figur 3.8) har delt seg i en beskyttet grein (S1, S3, M2) og en eksponert grein (S2, M1, M3, E1, E2, E3) basert på den kvalitative undersøkelsen.

I ANOVA analysen og Tukey HSD testen var det ingen signifikant forskjell i antall arter mellom de ulike eksponeringene, kun en liten forskjell i antall arter mellom de ulike eksponeringene (figur 3.9, tabell 3.2).

4.2.3 Den biologiske eksponeringsskala

Fra Kvist & Lein (1999) sin biologiske eksponeringsskala var det opprinnelig 19 arter av alger og dyr (appendiks III, tabell 6.2). Jeg valgte å bruke kun 15 av artene. *Patella aspera* ble valgt bort på grunn av at den ikke finnes i det området undersøkelsen foregikk i. *Littorina litorea* og *L. obtusata* ble utelatt på grunn av at de er mobile og ikke sitter veldig godt fast til substratet. Siden vi befinner oss i et område som har mye bølgebevegelse vil de lett bli skylt vekk, og av den grunn kan de påvirke resultatet ved at de blir registrert i mindre antall enn de faktisk var. Den siste arten som ble utelatt var *Verrucaria mucosa*, det er en art som befinner seg i et mer beskyttet område enn det denne undersøkelsen forgår i (Kvist & Lein 1999).

En biologisk eksponeringsskala kan gi et mål på effekter av bølgeeksponering over lengre tid, men det er ikke en absolutt skala. Man skal være klar over at det er en subjektiv vurdering når en legger til verdiene. Visuelle estimeringer har ved flere undersøkelser vist at de kan være like nøyaktige og gjentakbare som objektive metoder som har tilfeldige punkter (Hawkins & Hartnoll 1983; Dethier *et al.* 1993; Benedetti-Cecchi *et al.* 1996). Den største hovedfeilkilden vil være forhold som påvirker mengdevurderingene til de ulike artene, slik at høyt tidevannsnivå eller urolig sjø kunne gjøre at det var vanskelig å forta en korrekt mengdevurdering av enkelte arter. De mest aktuelle artene var de sublitorale algene som *Alaria esculenta* og *Laminaria digitata*, i tillegg de som vokste under andre arter og var små som *Corallina officinalis* og *Mytilus edulis*. *Mytilus edulis* fantes i veldig små eksemplarer og gjorde det ekstra vanskelig å mengdevurdere korrekt. Det samme gjaldt *C. officinalis* som også var vanskelig å mengdevurdere på grunn av at den var liten, kunne vokse nede i fjellsprekker eller ble skult av andre marine organismer. Andre feilkilder var trolig små siden metodikken krevde lite utstyr og tekniske løsninger for å foreta en undersøkelse.

S3 stasjonen (tabell 3.3) skilte seg fra de andre stasjonene på forekomsten av *Alaria esculenta*. Det er en art som er vanlig på eksponerte lokaliteter (Jorde & Klavestad 1963; Rueness 1977; Opstad 1981). Mulig årsak til det kan være flere, men S3 stasjonen skilte seg veldig ut når det gjaldt helling, hellingen var på 62 ° (tabell 3.1a). Som tidligere i innledningen kan helling ha en indirekte effekt på styrken på bølgene, ved at bølgene kan virke med større krefter på lokaliteter med bratt helning (Druehl & Green 1982). *Laminaria digitata* var det også veldig lite av på den stasjonen, muligens det kan være en årsak til at det var så mye *A. esculenta* nettopp der (tabell 3.3).

A. esculenta var til stede i små mengder på de fleste stasjonene, på stasjonene S1, M1 og M2 ble den ikke funnet. En mulig årsak kan være at den ble oversett siden den befinner seg helt nederst i overgangen mellom litoralsonen og sublitoralsonen, noe som gjør at den kan være litt vanskeligere mengde vurdere siden den kan bli dekket av andre tareplanter (Kvist & Lein 1999). I tillegg var det en del sjø som gjorde at vannoverflaten var urolig som reduserte sikten ned i vannet.

På samtlige stasjoner ble det ikke registrert noen funn av *Ascophyllum nodosum*. Det var også forventet siden en befinner seg i et stortareområde på vestlandet. Dette er en art som er vanlig på beskyttede lokaliteter på vestlandet (Jorde 1966; Rueness 1977). Det tyder på at de for-

skjellige stasjonene ikke befinner seg i den mest beskyttede delen av den biologiske eksponeringskalaen (appendiks III, tabell 6.2 og 6.3) sammenliknet med resultatene til Hansen (1995) og Kvist & Lein (1999).

Fucus distichus ble heller ikke registrert på noen av de 9 stasjonene, det er en art som har sin utbredelse i de mest ekstremt eksponerte områdene (Osland 1985; Hansen 1995; Kvist & Lein 1999), og er med på å bekrefte at stasjonene ikke befinner seg i det aller mest eksponerte områdene på vestlandet. Andre arter som er typiske å finne på mellomeksponerte områder er *Laminaria digitata* og *Palmaria palmata* som ble funnet nesten på alle stasjoner, unntak var S1 og M2 hvor *P. palmata* ikke ble funnet (Jorde & Klavestad 1963; Opstad 1981).

For noen av artene grupperte stasjonene noe forskjellig. Det var spesielt M3, E1, E2 og E3 stasjonene som skilte seg fra resten, med forekomsten av *Porphyra umbilicalis* og *Himantalia elongata*. *P. umbilicalis* er bare i veldig liten grad til stede på S-stasjonene, mens den er rikelig til stede på E-stasjonene. S2 hadde også mye *H. elongata*, som er arter som opptrer på mer eksponerte områder sammenliknet med den biologiske eksponeringskalaen til Kvist & Lein (1999) for Hordaland (appendiks III, tabell 6.2) og den til Hansen (1995) for nordvestlandet (appendiks III, tabell 6.3).

I tillegg skiller M1, M3, E2 og E3 seg ut med forekomsten av *Fucus vesiculosus* f. *evesiculosus*, som er en form av *F. vesiculosus* som opptrer på mer eksponerte områder (Rueness 1977). Disse fire stasjonene hadde en forekomst av *F. vesiculosus* f. *evesiculosus* på 70 (tabell 3.3).

Stasjoner som M3, E1, E2 og E3 har en beliggenhet som er mer eksponert enn resten av stasjonene. I tillegg ble det registrert typiske arter som opptrer på mer beskyttede områder som *Pelvetia canaliculata* (Jorde & Klavestad 1963; Opstad 1981) som ble kun funnet på S3, M1 og M2. Og *Fucus vesiculosus* f. *vesiculosus* på S1, S3 og M2, som også er en art som finnes på mer beskyttende lokaliteter (Opstad 1981; Kvist & Lein 1999). *F. serratus* fantes i størst mengde på S1, S2, S3 og M2, men avtok i mengde på de andre stasjonene med unntak av M3 hvor den ikke ble registrert (tabell 3.3). *F. serratus* har sin største utbredelse på mer mellomeksponerte områder og avtar med sterkere eksponering (Hansen 1995; Kvist & Lein 1999). Det er ingen klare skiller mellom stasjonene, men det er en trend ved at M3, E1, E2 og E3 har en tendens til inneha større mengde av arter som er mer tilpasset eksponerte områder, i

motsetning til S1, S2, S3, M1 og M2 som innehar arter som opptrer på mer beskyttede områder (Hansen 1995; Kvist & Lein 1999).

4.3 Sammenligning av undersøkelsen med GIS-modellen

Alle de tre analysene viser i hovedtrekk det samme mønsteret med fordelingen av stasjonene basert på artssammensetning. Stasjonene E1, E2, E3, M1 og M3 grupperer seg sammen i alle tre analysene. De har en artssammensetning som består av arter som er tilpasset mer eksponerte lokaliteter, som *Porphyra umbilicalis* og *Himanthalia elongata* (Jorde & Klavestad 1963; Opstad 1981) som ble registrert i rikelige mengder på E1, E2, E3 og M3.

Stasjonene S1, S3 og M2 grupperer seg sammen på alle tre analysene. S1, S3 og M2 manglet eller hadde bare en liten forekomst av *P. umbilicalis* og *H. elongata* (tabell 3.3). I tillegg viser S3 og M2 en artssammensetning som er mer tilpasset beskyttende lokaliteter, for eksempel finner vi *Pelvetia canaliculata* på disse stasjonene. *P. canaliculata* er en art som en finner på beskyttende lokaliteter (Jorde & Klavestad 1963; Jorde 1966; Opstad 1981; Kvist & Lein 1999). S2 stasjonen skilte seg ut på den kvalitative analysen. Ved at den grupperte seg sammen med stasjonene E1, E2, E3, M1 og M3 (figur 3.8). I den kvantitative NMDS (figur 3.11) og hierarkiske clusteranalysen (figur 3.10) grupperte S2 seg sammen med S1, S3 og M2. I den biologiske eksponeringsskala undersøkelsen er det ingen klar gruppe som S2 grupperer seg til.

Sammenligner man GIS-modellen med de tre undersøkelser som har blitt gjort, korrelerer de fleste av resultatene på stasjonene godt med plasseringen i forhold til hverandre (figur 2.1). Det er spesielt E-stasjonene og S-stasjonene som korrelerer godt med GIS-modellen. E-stasjonene har en flora og en fauna som tilsier at en er i et eksponert område. Samtidig som S-stasjonene har en flora og en fauna som tilsier at en er i et beskyttet område. Men her stopper også likheten på stasjonene mellom GIS-modellen og de tre metodene som har vært benyttet. M-stasjonene har en helt annen plassering i undersøkelsene enn hva GIS-modellen skulle tilsi. Det gjelder spesielt to av stasjonene, M3 og M2. Disse to stasjonene har en artssammensetning som plasserer dem på hver ende av eksponeringsskalaen av de 9 stasjonene. M3 har en artssammensetning som tilsier at den ligger eksponert til. M2 har en artssammensetning som tilsvarer et beskyttet område. M1 er den stasjonen som plasserer seg i en mellomgruppe mellom gruppen E1, E2, E3 og M3 og gruppen S1, S2, S3 og M2.

Svakheten med GIS-modellen er at den bruker for grov oppløsning (grid). Det fører til at skjær eller grunner som ligger rett utenfor en stasjon kan bli utelatt ved denne type modellering. Samtidig har ikke GIS-modellen tatt hensyn til topografi over og under vann og strøm i vann. Styrken på GIS-modellen er at den er ressurs- og tidsbesparende hvis en skal analysere store geografiske områder, og den gir god oversikt over et bestemt område.

4.4 Konklusjon

De stasjonene i GIS-modellen som ble kategorisert som eksponerte, korrelerte godt overens med de resultatene jeg fikk fra E1, E2 og E3 stasjonene. De hadde en artssammensetning som indikerte at de befant seg i et område som var eksponert. S1, S2 og S3 stasjonene stemte også godt overens med GIS-modellen da de hadde en artssammensetning som var mer tilpasset lokaliteter som er mer beskyttet i stortareområde. GIS-modellen kategoriserte også S-stasjonene som beskyttede lokaliteter.

GIS-modellen og mine resultater stemmer ikke overens med M-stasjonene. M-stasjonene viser en annen eksponering enn det GIS-modellen tilsier (figur 2.1). I denne undersøkelsen varierte M-stasjonene mest med hensyn på eksponering, både sammenliknet innbyrdes og sammenliknet med S- og E-stasjonene. M3 stasjonen har en artssammensetning som tyder på at den ligger i et eksponert område (appendiks IX, tabell 6.5). M2 stasjonen plasserer seg helt i den andre enden av eksponeringsskalaen på undersøkelsene. Den har en artssammensetning som tydelig hører hjemme i et mer beskyttet område innenfor stortareområde. M1 stasjonen hadde en artssammensetning som var tilpasset mer eksponerte områder, men ikke fullt så eksponert som M3.

H_0 hypotesen min ble forkastet siden jeg fant at det var en forskjell i artssammensetningen langs en eksponeringsgradient som var definert ut fra GIS-modellen til Isæus (2004). Resultatene mine viste en tydelig forandring i artssammensetningen mellom de ulike stasjonene. Spesielt mellom S- og E-stasjonene. S-stasjonene hadde en tydelig artssammensetning som tilhørte et beskyttet område innenfor stortareområde mens E-stasjonene hadde en artssammensetning som tilhørte et eksponert område.

4.5 Videre undersøkelser

Dersom en skulle gått videre med undersøkelsene i denne oppgaven kunne det vært interessant og målt strømforholdene i vannet ved de ulike stasjonene. En kunne også lagt det til en GIS-modell for å se om stasjonene ville fordele seg annerledes med hensyn på eksponering. Det kunne også vært gjort en topografisk undersøkelse av bunnforholdene for få med de lokale variasjonene.

5. Referanser

- Ballantine WJ (1961) A biologically-defined exposure scale for the comparative description of rocky shores. *Field studies* 1: 1-19
- Benedetti-Cecchi L, Airoidi L, Abbiati M, Cinelli F (1996) Estimating the abundance of benthic invertebrates: a comparison of procedures and variability between observers. *Marine Ecology Progress Series* 138: 93-101
- Bertness MD, Gaines SD, Wahle RA (1996) Wind driven settlement patterns in the acorn barnacle *Semibalanus balanoides*. *Marine Ecology Progress Series* 137: 103-110
- Bertness MD, Leonard GH (1997) The role of positive interactions in communities: lessons from intertidal habitats. *Ecology* 78: 1976-1989
- Bird CJ, McLachlan JL (1992) Seaweed flora of the maritimes. 1. Rhodophyta - the red algae. Biopress Ltd., Bristol. 177 s.
- Blanchette CA (1997) Size and survival of intertidal plants in response to wave action: a case study with *Fucus gardneri*. *Ecology* 78: 1563-1578
- Bray JR, Curtis JT (1957) An ordination of the upland forest communities of southern Wisconsin. *Ecological Monographs* 27: 326-349
- Brodie JA, Irvine LM (2003) Seaweeds of the British Isles. Volum 1. Rhodophyta. 3B. Bangiophycidae. The Natural History Museum, London. 168 s.
- Brodie JA, Maggs CA, John DM (2007) The green seaweeds of Britain and Ireland. British Phycological Society, Dunmurry, Nord-Irland. 242 s.
- Burrows EM (1991) Seaweeds of the British Isles. Volume 2. Chlorophyta. The Natural History Museum, London. 238 s.
- Buttger H, Asmus H, Asmus R, Buschbaum C, Dittmann S, Nehls G (2007) Community dynamics of intertidal soft-bottom mussel beds over two decades. Conference on the Ecological Change in the Northern Wadden Sea: 23-36
- Baardseth E (1970) A square-scanning, two-stage sampling method of estimating seaweed quantities, Trondheim. 41 s.
- Clarke KR (1992) Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Australian Journal of Ecology* 18: 117-143
- Clarke KR, Ainsworth M (1993) A method of linking multivariate community structure to environmental variables. *Marine Ecology Progress Series* 92: 205-219
- Connell JH (1961) Effects of competition, predation by *Thais lapillus*, and other factors on natural populations of the barnacle *Balanus balanoides*. *Ecological Monographs* 31: 61-104

- Connell JH (1972) Community interactions on marine rocky intertidal shores. *Annual Reviews Ecology, Evolution and Systematics*: 169-192
- Crain CM, Bertness MD (2006) Ecosystem engineering across environmental gradients: implications for conservation and management. *Bioscience* 56: 211-218
- Crawley MJ (2002) *Statistical computing: an introduction to data analysis using S-Plus*. Wiley, Chichester. 761 s.
- Crawley MJ (2005) *Statistics: an introduction using R*. Wiley, Chichester. 327 s.
- Dahlberg J (1999) Rødalgeslekten *Osmundea* Stackhouse (Cermiales, Rhodophyta) i Norge. Avdeling for Marin botanikk, Universitetet i Oslo, Oslo. 64 s.
- Dalby DH, Cowell EB, Syratt WJ, Crothers JH (1978) Exposure scale for marine shores in western Norway. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 58: 975-996
- Dayton PK (1971) Competition, disturbance, and community organization: provision and subsequent utilization of space in a rocky intertidal community. *Ecological Monographs* 41: 351-389
- Dayton PK (1975) Experimental evaluation of ecological dominance in a rocky intertidal algal community. *Ecological Monographs* 45: 137-159
- Denny M (1995) Predicting physical disturbance: mechanistic approaches to the study of survivorship on wave-swept shores. *Ecological Monographs* 65: 371-418
- Denny MW, Daniel TL, Koehl MAR (1985) Mechanical limits to size in wave-swept organisms. *Ecological Monographs* 55: 69-102
- Dethier MN, Graham ES, Cohen S, Tear LM (1993) Visual versus random-point percent cover estimations: objective is not always better. *Marine Ecology Progress Series* 96: 93-100
- Druehl LD, Green JM (1982) Vertical distribution of intertidal seaweeds as related to patterns of submersion and emersion. *Marine Ecology Progress Series* 9: 163-170
- Edwards DM, Reed RH, Stewart WDP (1988) Osmoacclimation in *Enteromorpha intestinalis*: long-term effects of osmotic stress on organic solute accumulation. *Marine Biology* 98: 467-476
- Field JG, Clarke KR, Warwick RM (1982) A practical strategy for analysing multispecies distribution patterns. *Marine Ecology Progress Series* 8: 37-52
- Fletcher RL (1987) *Seaweeds of the British Isles. Volum 3. Fucophyceae (Phaeophyceae). Part 1. The Natural History Museum, London.* 359 s.
- Fredriksen S, Throndsen J (2005) Alger tokt/ felt/ lab. kompendium (upubl.) Marin botanikk, Biologisk Institutt, Universitetet i Oslo. 67 s.

- Garbary D (2007) The margin of the sea: survival at the top of the tides. Springer 173,175-191
- Gaylord B, Blanchette CA, Denny MW (1994) Mechanical consequences of size in wave-swept algae. *Ecological Monographs* 64: 287-313
- Hacker SD, Gaines SD (1997) Some implications of direct positive interactions for community species diversity. *Ecology* 78: 1990-2003
- Hammer Ø, Harper DAT, Ryan PD (2001) PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia electronica* 4: 1-9
- Hansen E (1995) Utvikling av biologisk eksponeringsskala på Nord-Vestlandet. Hovedfagsoppgave. Institutt for Fiskeri- og Marinbiologi, Universitetet i Bergen, Bergen. 50 s.
- Harley CDG, Helmuth BST (2003) Local- and regional-scale effects of wave exposure, thermal stress, and absolute versus effective shore level on patterns of intertidal zonation. *Limnology and Oceanography* 48: 1498-1508
- Hawkins SJ, Hartnoll RG (1983) Grazing of intertidal algae by marine invertebrates. *Oceanography and Marine Biology* 21: 195-282
- Hay ME, Parker JD, Burkepille DE, Caudill CC, Wilson AE, Hallinan ZP, Chequer AD (2004) Mutualisms and aquatic community structure: the enemy of my enemy is my friend. *Annual Review of Ecology Evolution and Systematics* 35: 175-197
- Hayward PJ (2004) Seashore. Harper Collins Publishers Ltd, London. 288 s.
- Heaven CS, Scrosati RA (2008) Benthic community composition across gradients of intertidal elevation, wave exposure, and ice scour in Atlantic Canada. *Marine Ecology Progress Series* 369: 13-23
- Helmuth B, Denny MW (2003) Predicting wave exposure in the rocky intertidal zone: do bigger waves always lead to larger forces? *Limnology and Oceanography* 48: 1338-1345
- Hunt HL, Scheibling RE (1996) Physical and biological factors influencing mussel (*Mytilus trossulus*, *M. edulis*) settlement on a wave-exposed rocky shore. *Marine Ecology Progress Series* 142: 135-145
- Hurd CL (2000) Water motion, marine macroalgal physiology, and production. *Journal of Phycology* 36: 453-472
- Isæus M (2004) Factors structuring *Fucus* communities at open and complex coastlines in the Baltic Sea. II. A GIS-based wave exposure model calibrated and validated from vertical distribution of littoral lichens. Doktorgrad. Botanisk institutt, Universitetet i Stockholm, Stockholm. 16 s.
- Jorde I (1966) Algal associations of a coastal area south of Bergen, Norway. *Sarsia* 23: 1-52
- Jorde I, Klavestad N (1963) The natural history of the Hardangerfjord. IV. The benthonic algal vegetation. *Sarsia* 9: 1-100

- Kaiser MJ, Attrill MJ, Jennings S, Thomas DN, Barnes DKA, Brierley AS, Polunin NVC, Raffaelli DG, Williams PJIB (2005) *Marine ecology: processes, systems and impacts*. Oxford University Press, Oxford. 557 s.
- Kimbro DL, Grosholz ED (2006) Disturbance influences oyster community richness and evenness, but not diversity. *Ecology* 87: 2378-2388
- Kruskal JB (1964a) Multidimensional-scaling by optimizing goodness of fit to a nonmetric hypothesis. *Psychometrika* 29: 1-27
- Kruskal JB (1964b) Non-metric multidimensional scaling: a numerical method. *Psychometrika* 29: 115-129
- Kruskopf M, Lein TE (1997) Biological exposure scale for Sogn og Fjordane in southwestern Norway. Institutt for fiskeri- og marinbiologi, Universitetet i Bergen, Bergen. 36 s.
- Kvist MK, Lein TE (1999) Sammenheng mellom biologisk og fysiske mål på bølgeeksponering i Hordaland. Institutt for Fiskeri- og Marinbiologi, Universitetet i Bergen, Bergen. 53 s.
- Køie M, Kristiansen A, Weitemeyer S (2000) *Havets dyr og planter*. NKS-Forlaget, København. 351 s.
- Lance GN, Williams WT (1967) A general theory of classificatory sorting strategies . II. Clustering systems. *Computer Journal* 10: 271-277
- Leigh EG, Paine RT, Quinn JF, Suchanek TH (1987) Wave energy and intertidal productivity. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 84: 1314-1318
- Lewis JR (1964) *The ecology of rocky shores*. English University Press, London. 323 s.
- Little C, Kitching JA (1996) *The biology of rocky shores*. Oxford University Press, Oxford. 240 s.
- Lobban CS, Harrison PJ (1994) *Seaweed ecology and physiology*. Cambridge University Press, Cambridge. 366 s.
- Lüning K (1990) *Seaweeds: their environment, biogeography, and ecophysiology*. John Wiley, New York. 527 s.
- Løvås GG (2004) *Statistikk for universiteter og høyskoler*. Universitetsforlaget, Oslo. 489 s.
- Maggs CA, Hommersand MH (1993) *Seaweeds of the British Isles. Volume I. Rhodophyta. Part 3A. Ceramiales*. The Natural History Museum, London. 444 s.
- Masterson P, Arenas FA, Thompson RC, Jenkins SR (2008) Interaction of top down and bottom up factors in intertidal rockpools: effects on early successional macroalgal community composition, abundance and productivity. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 363: 12-20

- McQuaid CD, Branch GM (1984) Influence of sea temperature, substratum and wave exposure on rocky intertidal communities: an analysis of faunal and floral biomass. *Marine Ecology Progress Series* 19: 145-151
- Menge BA (1976) Organization of New-England rocky intertidal community: role of predation, competition, and environmental heterogeneity. *Ecological Monographs* 46: 355-393
- Opstad I (1981) Benthiske alger i relasjon til et tilnærmet mål for bølgeeksponering. Hovedfagsoppgave. Institutt for marinbiologi, Universitetet i Bergen, Bergen. 165 s.
- Osland E (1985) Utvikling av en biologisk basert eksponeringsskala til praktisk bruk for bedømmelse av hardbunns littoral på Sør-Vestlandet. Hovedfagsoppgave. Institutt for Fiskeri- og marinbiologi, Universitetet i Bergen, Bergen. 147 s.
- Paine RT (1966) Food web complexity and species diversity. *American Naturalist* 100: 65-75
- Paine RT (1971) A short-term experimental investigation of resource partitioning in a New-Zealand rocky intertidal habitat. *Ecology* 52: 1096-1106
- Paine RT (1974) Intertidal community structure: experimental studies on relationship between a dominant competitor and its principal predator. *Oecologia* 15: 93-120
- Pielou EC (1984) The interpretation of ecological data: a primer on classifications and ordination. John Wiley & Sons, New York. 263 s.
- Raffaelli D, Hawkins S (1996) Intertidal ecology. Chapman & Hall, London. 356 s.
- Reichert K, Buchholz F, Gimenez L (2008) Community composition of the rocky intertidal at Helgoland (German Bight, North Sea). *Helgoland Marine Research* 62: 357-366
- Rueness J (1977) Norsk algeflora. Universitetsforlaget, Oslo. 266 s.
- Rueness J (1998) Alger i farger: en felthåndbok om kystens makroalger. Almater forlag, Oslo. 139 s.
- Rueness J (2006a) Bestemmelsesnøkler til brunalger (upubl.) Det Matematisk Naturvitenskapelige fakultet, Universitetet i Oslo. 26 s.
- Rueness J (2006b) Bestemmelsesnøkler til grøninalger (upubl.) Det Matematisk Naturvitenskapelige fakultet, Universitetet i Oslo. 16 s.
- Rueness J (2006c) Bestemmelsesnøkler til rødalger (upubl.) Det Matematisk Naturvitenskapelige fakultet, Universitetet i Oslo. 44 s.
- Scrosati R, Heaven C (2007) Spatial trends in community richness, diversity, and evenness across rocky intertidal environmental stress gradients in eastern Canada. *Marine Ecology Progress Series* 342: 1-14
- Sevrinsen R (1997) Utvikling av en biologisk basert eksponeringsskala for Vesterålen. Hovedfagsoppgave. Institutt for Fiskeri- og Marinbiologi, Universitetet i Bergen, Bergen. 110 s.

- Shepard RN (1962) The analysis of proximities: multidimensional scaling with an unknown distance. 2. Psychometrika 27: 219-246
- Sogn Andersen G (2007) Kelp associated floral epiphytes: productivity and community structure in relation to wave exposure and season. Biologisk Institutt, Universitetet i Oslo, Oslo. 88 s.
- Stachowicz JJ (2001) Mutualism, facilitation, and the structure of ecological communities. Bioscience 51: 235-246
- Stephens EG, Bertness MD (1991) Mussel facilitation of barnacle survival in a sheltered bay habitat. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 145: 33-48
- Sundene O (1962) The implications of transplant and culture experiments on the growth and distribution of *Alaria esculenta*. Nytt magasin for botanikk 9: 155-174
- Thomas MLH (1986) A physically derived exposure index for marine shorelines. Ophelia 25: 1-13
- Westerbom M, Jattu S (2006) Effects of wave exposure on the sublittoral distribution of blue mussels *Mytilus edulis* in a heterogeneous archipelago. Marine Ecology-Progress Series 306: 191-200
- Økland RH (2007) Wise use of statistical tools in ecological field studies. Folia Geobotanica 42: 123-140
- Årrestad K (1991) Fjæresamfunn på hardbunn analysert med "Canonical Correspondence Analysis". Hovedfagsoppgave. Institutt for Fiskeri- og Marinbiologi, Universitetet i Bergen, Bergen. 131 s.

Appendiks 6

6.1 Appendiks I

Tabell 6.1 *Tabell over stasjoner som ligger til grunn for undersøkelsen og deres geografiske koordinater.*

Esponeringsgrad	Stasjon	Stasjon	Stasjon
	S1	S2	S3
Beskyttet	62.79977 °N	62.81345 °N	62.81771 °N
	6.524457 °E	6.559947 °E	6.557763 °E
	M1	M2	M3
Mellomeksponert	62.81612 °N	62.81755 °N	62.82361 °N
	6.513389 °E	6.529221 °E	6.551579 °E
	E1	E2	E3
Eksponert	62.8071 °N	62.80545 °N	62.80896 °N
	6.400087 °E	6.406455 °E	6.410684 °E

6.2 Appendiks II



Figur 6.1 Oversikt over S2, S3, M1, M2 og M3 stasjonene. Kartet er hentet fra Statens Kystverk.

6.3 Appendiks III

Tabell 6.2 Biologisk eksponeringsskala for Hordaland (Kvist & Lein 1999). Tallene i tabellen angir relative mengder (5-70) av arten langs eksponeringsskalaen. Forventet artsforekomst for 19 dominerende arter i Hordaland. Der 0 angir største, og 9 angir laveste eksponeringsgrad.

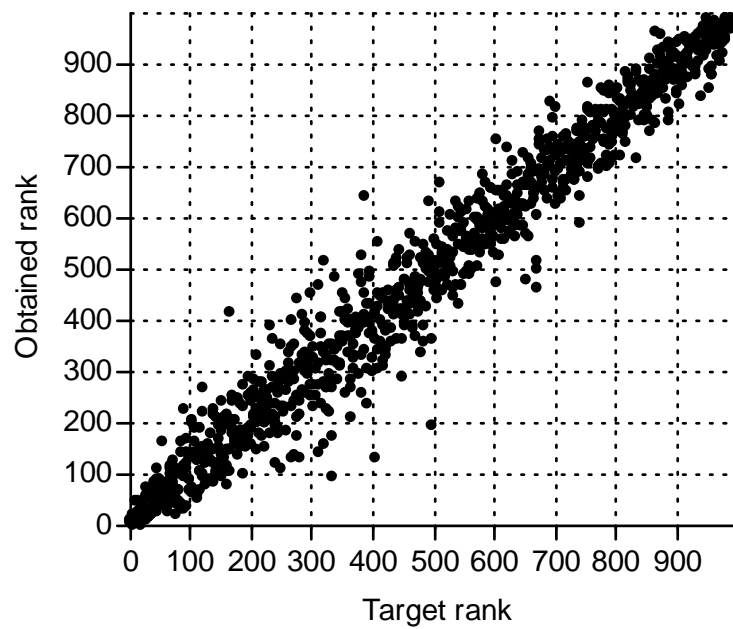
Arter	Eksponert									Beskyttet	
	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	
<i>Alaria esculenta</i>	60	50	35	25	10						
<i>Ascophyllum nodosum</i>						10	25	35	50	65	
<i>Corallina officinalis</i>	45	40	35	30	25	20	15	10	5		
<i>Fucus distichus</i>	50	5									
<i>Fucus serratus</i>		5	20	35	45	50	50	45	35	25	
<i>Fucus vesiculosus f.evesiculosus</i>			20	35	20						
<i>Fucus vesiculosus f.vesiculosus</i>				5	25	35	45	45	40	30	
<i>Himanthalia elongata</i>		15	25	10							
<i>Laminaria digitata</i>	20	35	45	50	50	50	45	40	25	10	
<i>Palmaria palmata</i>		5	15	20	20	20	10				
<i>Pelvetia canaliculata</i>				5	10	10	15	20	25	25	
<i>Porphyra umbilicalis</i>	45	40	30	20	15	5					
<i>Verrucaria mucosa</i>					5	10	15	25	30	35	
<i>Semibalanus balanoides</i>	60	55	50	50	45	40	40	35	30	25	
<i>Littorina littorea</i>					5	15	25	35	40	50	
<i>Littorina obtusata</i>			5	20	30	40	45	45	40	35	
<i>Mystilus edulis</i>	55	50	45	40	35	30	20	15	10	5	
<i>Patella vulgata</i>	25	35	40	45	45	45	40	35	30	20	
<i>Patella aspera</i>	35	30	20	15	10	5					

6.4 Appendiks IV

Tabell 6.3 Biologisk eksponeringsskala for Nord-Vestlandet (Hansen 1995). Tallene i tabellen angir relative mengder (5-70) av arten langs eksponeringsskalaen. Forventet artsforekomst for 22 dominerende arter i Nord-Vestlandet. Der 0 angir største, og 9 angir laveste eksponeringsgrad.

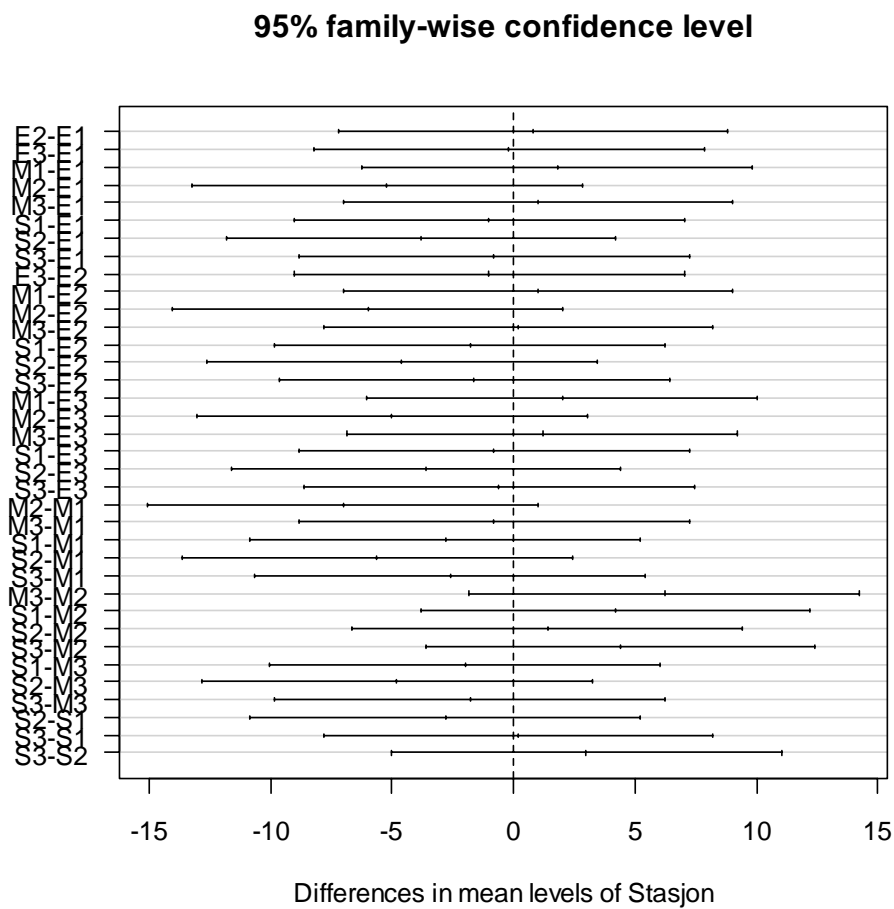
Arter	Eksponert							Beskyttet		
	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9
<i>Polysiphonia stricta</i>	70	55	45	30	20	5				
<i>Porphyra umbilicalis</i>	65	55	40	30	20	10				
<i>Alaria esculenta</i>	65	55	45	30	20	10				
<i>Corallina officinalis</i>	70	65	55	45	35	30	20	10		
<i>Semibalanus balanoides</i>	65	60	55	50	50	45	40	35	30	25
<i>Mystilus edulis</i>	60	50	35	25	20	15	10	10	10	10
<i>Mastocarpus stellatus</i>	50	50	45	40	35	30	25	25	20	15
<i>Laminaria digitata</i>		25	55	60	50	20				
<i>Himanthalia elongata</i>		15	40	40	20					
<i>Patella vulgata</i>		15	30	35	40	40	40	30	20	5
<i>Fucus vesiculosus f. vesiculosus</i>			25	40	45	40	15			
<i>Palmaria palmata</i>				30	40	30				
<i>Fucus serratus</i>				15	40	55	60	50	30	
<i>Littorina littorea</i>				5	15	25	35	40	50	60
<i>Littorina obtusata</i>				5	15	25	40	50	60	70
<i>Pelvetia canaliculata</i>				5	10	20	25	35	40	50
<i>Verrucaria mucosa</i>				5	10	20	25	30	40	45
<i>Cladophora rupestris</i>					10	20	30	40	45	55
<i>Fucus vesiculosus f. vesiculosus</i>					5	40	55	55	30	
<i>Fucus spiralis</i>						15	35	40	30	
<i>Ascophyllum nodosum</i>							25	45	70	70

6.5 Appendiks V



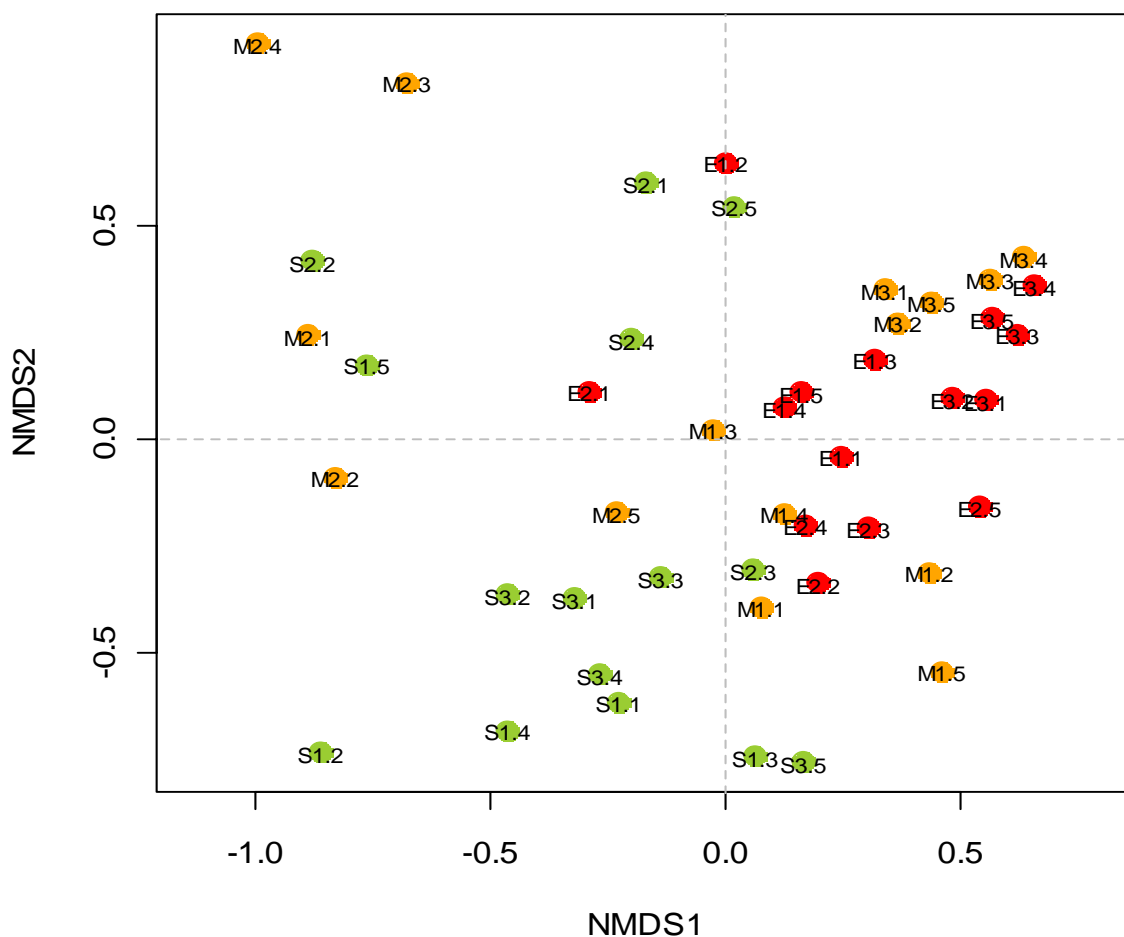
Figur 6.1 Sheparddiagram basert på tredimensjonal ikke-metrisk multidimensjonal skalerings analyse. Tilhørende stressverdi 0,0969.

6.6 Appendiks VI

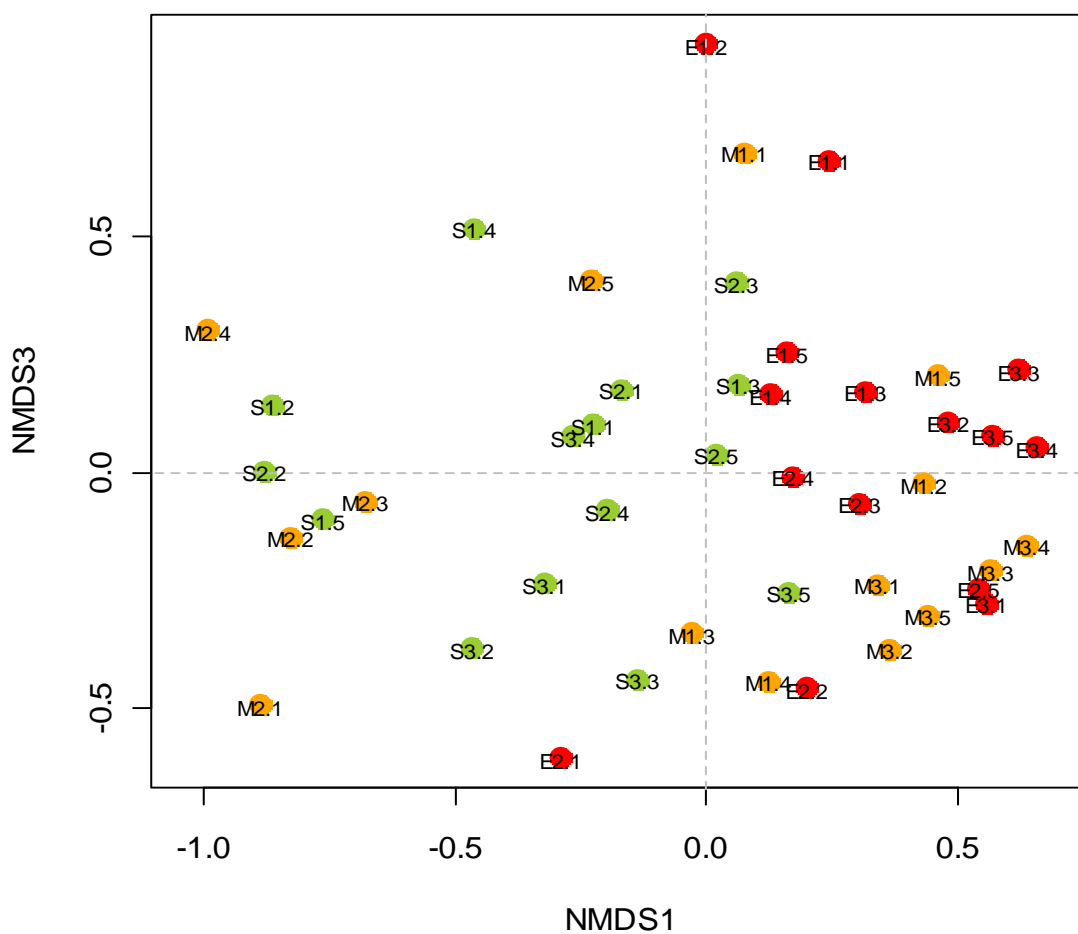


Figur 6.2 Resultat fra TukeyHSD-test av forskjellen på tilstede, ikke tilstede av arter mellom de forskjellige stasjonene. Analysen er basert på hver og enkel ramme fra de ulike stasjonene, slik at det var 5 rammer fra hver stasjon og i alt 45 rammer.

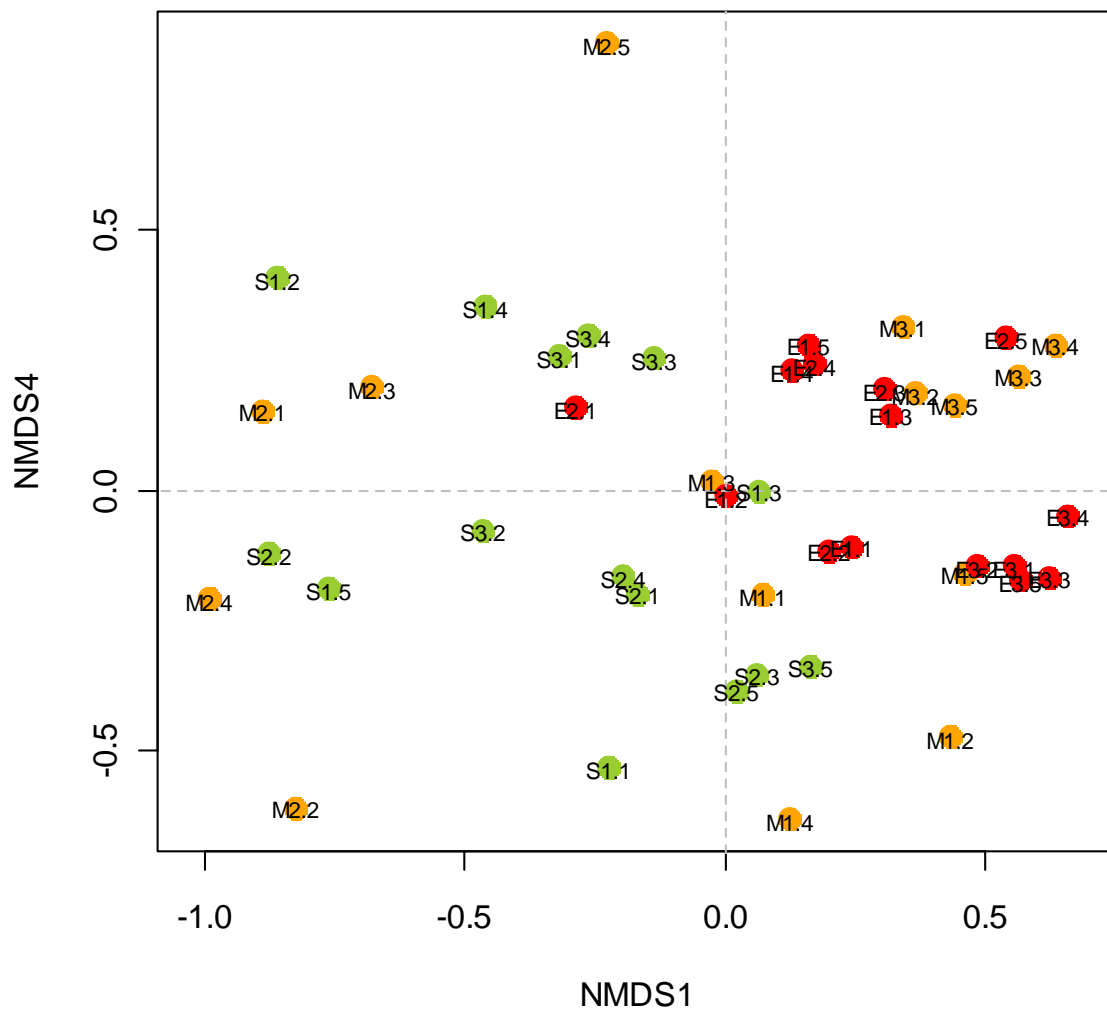
6.7 Appendiks VII



Figur 6.3 Akse 1 mot akse 2 etter en firedimensjonal ikke-metrisk multidimensjonal skaleringsanalyse. Basert på Bray-Curtis likhetsindeks, med en stressverdi på 0,1. Analysen er gjort på ruteanalysen. Grønne punkter er S-stasjoner, gule punkter er M-stasjoner, røde punkter er E-stasjoner. Hvert enkelt punkt representerer en ramme. Analysen er utført i R.



Figur 6.4 Akse 1 mot akse 3 etter en firedimensjonal ikke-metrisk multidimensjonal skaleringsanalyse. Basert på Bray-Curtis likhetsindeks, med en stressverdi på 0,1. Analysen er gjort på ruteanalysen. Grønne punkter er S-stasjoner, gule punkter er M-stasjoner, røde punkter er E-stasjoner. Hvert enkelt punkt representerer en ramme. Analysen er utført i R.



Figur 6.5 Akse 1 mot akse 4 etter en firedimensjonal ikke-metrisk multidimensjonal skaleringsanalyse. Basert på Bray-Curtis likhetsindeks, med en stressverdi på 0,1. Analysen er gjort på ruteanalysen. Grønne punkter er S-stasjoner, gule punkter er M-stasjoner, røde punkter er E-stasjoner. Hvert enkelt punkt representerer en ramme. Analysen er utført i R.

6.8 Appendiks VIII

Tabell 6.4 Oversikt over alle taksa som ble registrert på de 9 stasjonene. Alle taksa er registrert i tilstede/ikke tilstede.

Navn	S1	S2	S3	M1	M2	M3	E1	E2	E3
<i>Acrosiphonia arcta</i> - stor grønndott	0	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Actinia equina</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	0
<i>Aglaothamnion sepositum</i> - busket havpyrd	1	1	0	1	1	1	1	1	1
<i>Ahnfeltia plicata</i> - sjøris	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Alaria esculenta</i> - butare	0	1	1	0	0	1	1	1	1
<i>Asperococcus fistulosus</i> - smal vortesmukk	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Audouinella</i> sp.	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Blidingia minima</i> - dverg tarmgrønske	1	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Bonnemaisonia hamifera</i> - krokbærer	1	1	1	1	1	1	1	0	1
<i>Brun skorpe</i> sp.	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Callithamnion corymbosum</i> - gaffelgrenet havpyrd	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Ceramium pallidum</i>	0	1	0	1	0	1	1	1	1
<i>Ceramium secundatum</i>	1	0	0	0	0	1	1	0	0
<i>Ceramium shuttleworthianum</i> - pigget rekeklo	0	1	0	1	0	1	1	1	1
<i>Ceramium virgatum</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Chaetomorpha melagonium</i> - laksesnøre	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Chondrus crispus</i> - krusflik	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cladophora rupestris</i> - vanlig grønndusk	1	1	1	1	1	0	1	1	0
<i>Corallina officinalis</i> - krassing	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Cystoclonium purpureum</i> - fiskeløk	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Delesseria sanguinea</i> - fagerving	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Dumontia contorta</i> - bendelsleipe	0	1	1	0	0	0	0	0	1
<i>Ectocarpus fasciculatus</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Elachista fucicola</i> - tanglo	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Elachista scutulata</i> - remtanglo	0	1	0	0	0	0	0	1	0
<i>Erythrotrichia carnea</i> - rød stjernetråd	1	0	1	1	1	1	1	1	0
<i>Fucus</i> juv.	1	1	1	0	0	0	0	0	0
<i>Fucus serratus</i> - sagtang	1	0	1	1	1	0	0	1	1
<i>Fucus</i> sp.	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Fucus vesiculosus</i> f.evesiculosus	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Fucus vesiculosus</i> f.vesiculosus - blæretang	1	0	1	1	1	1	0	0	1
<i>Halichondria panicea</i> - brødsvamp	1	0	1	1	0	0	1	1	1
<i>Himanthalia elongata</i> - remtang	0	1	0	1	1	1	1	1	1
<i>Laminaria digitata</i> - fingertare	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Laminaria</i> juv.	1	0	0	0	1	1	1	1	1
<i>Leathesia difformis</i> - knuldre	1	0	1	1	1	0	1	1	0
<i>Litosiphon lamniariae</i> - butaretråd	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lomentaria articulata</i> - leddet rosenrør	1	0	0	1	0	1	1	1	1
<i>Mastocarpus stellatus</i> - vorteflik	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Membranoptera alata</i> - smalving	1	0	1	1	0	0	0	0	0
<i>Mytilus edulis</i> - blåskjell	1	1	0	1	1	1	1	1	1
<i>Nemalion heminthoides</i> - rødsleipe	0	1	1	1	0	0	1	1	1
<i>Nucella lapillus</i>	1	1	1	1	1	1	1	0	0
<i>Osmundea pinnatifida</i> - pepperalge	1	1	0	1	0	0	0	1	0
<i>Palmaria palmata</i> - søl	0	1	1	1	0	1	1	1	1

<i>Patella vulgata</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Pelvetia canaliculata</i> - sauatang	0	0	1	1	1	0	0	0	0
<i>Petalonia fascia</i> - vanlig brunbånd	0	1	1	0	0	0	0	0	1
<i>Petalonia</i> sp.	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Petroderma maculiforme</i> - rur-brunfleck	0	0	1	1	0	0	0	0	0
<i>Phycodrys rubens</i> - eikeving	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Phymatolithon lenormandii</i> - Slettrugl	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Plumaria plumosa</i> - fagerfjær	1	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Polysiphonia brodiaei</i> - penseldokke	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Polysiphonia fibrillosa</i> - tangdokke	1	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Polysiphonia</i> sp.	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Polysiphonia stricta</i> - røddokke	1	1	1	1	0	1	1	1	1
<i>Porphyra umbilicalis</i> - vanlig fjærhinne	1	1	0	1	0	1	1	1	1
<i>Porphyropsis coccinea</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Ptilota gunneri</i> - Draugfjær	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Punctaria plantaginea</i> - prikk tunge	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pyliaiella littoralis</i> - perlesli	1	1	1	1	1	0	1	0	0
<i>Pyliaiella varia</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Rhodochorton purpureum</i> - rødfilt	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Scytosiphon lomentaria</i> - Fjæreslo	1	0	1	1	0	1	0	1	1
<i>Semibalanus balanoides</i> - rur	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Sphacelaria cirrosa</i> - bruntufs	1	1	1	0	0	0	0	0	0
<i>Sphacelaria</i> sp.	1	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Spongonema tomentosum</i> - tvinnesli	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Ulothrix flacca</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Ulva compressa</i> - grenet tarmgrønske	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Ulva intestinalis</i> - vanlig tarmgrønske	0	1	1	1	1	1	1	1	1
	48	37	42	44	34	34	40	38	35

6.9 Appendiks IX

Tabell 6.5 Oversikt over alle registreringene i ruteanalysen (den kvantitative analysen) som ble registrert på de 9 stasjonene. Fastsittende er registrert i % dekningsgrad. Bevegelige dyr ble registrert i antall individer.

	S1	S1	S1	S1	S1	S2	S2	S2
	Rute 1	Rute 2	Rute 3	Rute 4	Rute 5	Rute 1	Rute 2	Rute 3
<i>Acrosiphonia arcta</i>	0	0	0	0	0	1	0	1
<i>Actinia equina</i>	0	0	1	0	0	11	0	9
<i>Aglaothamnion sepositum</i>	1	0	1	0	0	0	0	1
<i>Blidingia minima</i>	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Bonnemaisonia hamifera</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Ceramium pallidum</i>	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Ceramium secundatum</i>	0	1	0	1	0	0	0	0
<i>Ceramium shuttleworthianum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Ceramium sp.</i>	0	0	0	8	0	0	0	4
<i>Ceramium virgatum</i>	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Chondrus crispus</i>	4	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cladophora rupestris</i>	1	1	4	1	0	0	0	0
<i>Corallina officinalis</i>	16	2	50	16	2	2	0	16
<i>Delesseria sanguinea</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Ectocarpus fasciculatus</i>	0	0	1	1	0	0	0	0
<i>Elachista fucicola</i>	10	1	4	1	4	0	1	8
<i>Erythrothruchia carnea</i>	0	1	0	1	0	0	0	0
<i>Fucus juv.</i>	0	20	1	16	4	0	1	0
<i>Fucus serratus</i>	8	4	16	0	0	0	0	0
<i>Fucus sp.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Fucus vesiculosus f.evesiculosus</i>	80	4	2	2	8	0	1	16
<i>Fucus vesiculosus f.vesiculosus</i>	4	0	0	0	0	0	0	0
<i>Halichondria panicea</i>	1	0	2	0	0	0	0	0
<i>Himanthalia elongata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Laminaria juv.</i>	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Leathesia difformis</i>	0	1	8	1	0	0	0	0
<i>Lometaria articulata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Mastocarpus stellatus</i>	0	0	16	0	0	1	0	4
<i>Membranoptera alata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Mytilus edulis</i>	0	0	0	0	1	4	2	4
<i>Nemalion helminthoides</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Nucella lapillus</i>	2	0	1	0	0	6	0	0
<i>Osmundia pinnatifida</i>	4	8	30	0	0	2	0	2
<i>Palmaria palmata</i>	0	0	0	0	0	0	0	2
<i>Patella vulgata</i>	22	12	5	8	11	12	8	34
<i>Pelvetia canaliculata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Petroderma maculiforme</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Phymatolithon lenormandii</i>	4	0	10	4	0	2	0	4
<i>Polysiphonia brodiaei</i>	0	0	0	1	0	0	0	0

<i>Polysiphonia fibrillosa</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Polysiphonia stricta</i>	1	0	0	0	0	0	0	1
<i>Porphyra umbilicalis</i>	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Scytosiphon lomentaria</i>	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Semibalanus balanoides</i>	48	90	45	88	92	80	72	80
<i>Sphacelaria cirrosa</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Sphacelaria sp.</i>	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Spongonema tomentosum</i>	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Ulva compressa</i>	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Ulva intestinalis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0

	S2	S2	S3	S3	S3	S3	S3	M1
	Rute 4	Rute 5	Rute 1	Rute 2	Rute 3	Rute 4	Rute 5	Rute 1
<i>Acrosiphonia arcta</i>	1	2	0	0	1	4	1	0
<i>Actinia equina</i>	0	0	0	0	1	0	0	2
<i>Aglaothamnion sepositum</i>	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Blidingia minima</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Bonnemaisonia hamifera</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Ceramium pallidum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Ceramium secundatum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Ceramium shuttleworthianum</i>	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Ceramium sp.</i>	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Ceramium virgatum</i>	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Chondrus crispus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cladophora rupestris</i>	0	0	4	1	0	1	1	0
<i>Corallina officinalis</i>	1	8	8	20	24	12	28	16
<i>Delesseria sanguinea</i>	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Ectocarpus fasciculatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Elachista fucicola</i>	4	0	4	20	8	4	12	8
<i>Erythrothruchia carnea</i>	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Fucus juv.</i>	1	0	28	20	16	24	0	0
<i>Fucus serratus</i>	0	0	0	0	16	0	32	0
<i>Fucus sp.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Fucus vesiculosus f.evesiculosus</i>	8	0	12	44	8	8	16	16
<i>Fucus vesiculosus f.vesiculosus</i>	0	0	0	4	0	0	0	0
<i>Halichondria panicea</i>	0	0	0	0	0	0	16	0
<i>Himanthalia elongata</i>	2	6	0	0	0	0	0	0
<i>Laminaria juv.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Leathesia difformis</i>	0	0	4	0	0	4	0	0
<i>Lometaria articulata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Mastocarpus stellatus</i>	2	12	4	4	8	8	2	0
<i>Membranoptera alata</i>	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Mytilus edulis</i>	4	4	0	0	0	0	0	12
<i>Nemalion helminthoides</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Nucella lapillus</i>	0	0	0	12	0	0	2	0
<i>Osmundia pinnatifida</i>	8	16	0	0	0	0	0	1
<i>Palmaria palmata</i>	0	0	8	12	32	4	20	8
<i>Patella vulgata</i>	14	15	12	6	19	19	49	31
<i>Pelvetia canaliculata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0

<i>Petroderma maculiforme</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Phymatolithon lenormandii</i>	4	4	4	0	4	4	12	20
<i>Polysiphonia brodiaei</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Polysiphonia fibrillosa</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Polysiphonia stricta</i>	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Porphyra umbilicalis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Scytosiphon lomentaria</i>	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Semibalanus balanoides</i>	88	56	64	56	72	64	40	44
<i>Sphacelaria cirrosa</i>	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Sphacelaria sp.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Spongonema tomentosum</i>	0	0	0	0	0	4	0	1
<i>Ulva compressa</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Ulva intestinalis</i>	0	0	4	1	4	0	0	0

	M1	M1	M1	M1	M2	M2	M2	M2
	Rute 2	Rute 3	Rute 4	Rute 5	Rute 1	Rute 2	Rute 3	Rute 4
<i>Acrosiphonia arcta</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Actinia equina</i>	1	5	0	1	0	1	0	0
<i>Aglaothamnion sepositum</i>	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Blidingia minima</i>	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Bonnemaisonia hamifera</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Ceramium pallidum</i>	0	0	1	1	0	0	0	0
<i>Ceramium secundatum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Ceramium shuttleworthianum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Ceramium sp.</i>	4	4	0	8	0	0	0	0
<i>Ceramium virgatum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Chondrus crispus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cladophora rupestris</i>	1	0	0	0	0	2	0	0
<i>Corallina officinalis</i>	24	8	24	24	0	8	0	0
<i>Delesseria sanguinea</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Ectocarpus fasciculatus</i>	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Elachista fucicola</i>	4	8	4	8	1	0	0	0
<i>Erythrotrichia carnea</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Fucus juv.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Fucus serratus</i>	8	0	0	0	0	0	0	0
<i>Fucus sp.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Fucus vesiculosus f.evesiculosus</i>	0	32	16	24	8	8	0	0
<i>Fucus vesiculosus f.vesiculosus</i>	0	0	0	0	1	8	0	0
<i>Halichondria panicea</i>	4	0	0	4	0	0	0	0
<i>Himanthalia elongata</i>	12	2	2	8	0	0	0	0
<i>Laminaria juv.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Leathesia difformis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lomentaria articulata</i>	2	0	2	1	0	0	0	0
<i>Mastocarpus stellatus</i>	2	1	4	4	0	1	0	0
<i>Membranoptera alata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Mytilus edulis</i>	10	4	1	1	0	0	1	2
<i>Nemalion helminthoides</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Nucella lapillus</i>	7	19	0	9	0	0	1	0
<i>Osmundia pinnatifida</i>	1	0	0	1	0	0	0	0

<i>Palmaria palmata</i>	8	4	6	16	0	0	0	0
<i>Patella vulgata</i>	24	25	35	24	13	36	25	8
<i>Pelvetia canaliculata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Petroderma maculiforme</i>	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Phymatolithon lenormandii</i>	12	2	0	4	0	0	1	0
<i>Polysiphonia brodiaei</i>	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Polysiphonia fibrillosa</i>	1	0	1	0	0	0	0	0
<i>Polysiphonia stricta</i>	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Porphyra umbilicalis</i>	4	0	0	0	0	0	0	0
<i>Scytosiphon lomentaria</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Semibalanus balanoides</i>	28	28	16	20	92	88	84	98
<i>Sphacelaria cirrosa</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Sphacelaria sp.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Spongonema tomentosum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Ulva compressa</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Ulva intestinalis</i>	0	1	0	0	1	0	1	0

	M2	M3	M3	M3	M3	M3	E1	E1
	Rute 5	Rute 1	Rute 2	Rute 3	Rute 4	Rute 5	Rute 1	Rute 2
<i>Acrosiphonia arcta</i>	1	4	2	1	2	1	1	1
<i>Actinia equina</i>	0	6	6	11	0	0	16	1
<i>Aglaothamnion sepositum</i>	0	0	0	0	0	0	1	2
<i>Blidingia minima</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Bonnemaisonia hamifera</i>	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Ceramium pallidum</i>	0	0	0	0	0	0	4	0
<i>Ceramium secundatum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Ceramium shuttleworthianum</i>	0	0	0	0	0	0	1	1
<i>Ceramium sp.</i>	0	28	16	24	32	20	0	1
<i>Ceramium virgatum</i>	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Chondrus crispus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cladophora rupestris</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Corallina officinalis</i>	4	2	2	8	12	6	4	0
<i>Delesseria sanguinea</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Ectocarpus fasciculatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Elachista fucicola</i>	2	4	12	2	1	8	4	0
<i>Erythrothrachia carnea</i>	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Fucus juv.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Fucus serratus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Fucus sp.</i>	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Fucus vesiculosus f. evesiculosus</i>	8	12	28	8	0	16	16	0
<i>Fucus vesiculosus f. vesiculosus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Halichondria panicea</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Himanthalia elongata</i>	1	2	44	56	48	32	1	0
<i>Laminaria juv.</i>	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Leathesia difformis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lomentaria articulata</i>	0	0	0	12	2	2	0	0
<i>Mastocarpus stellatus</i>	4	2	8	10	4	8	2	0
<i>Membranoptera alata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0

<i>Mytilus edulis</i>	1	84	4	64	72	84	20	16
<i>Nemalion helminthoides</i>	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Nucella lapillus</i>	0	1	1	8	9	6	0	0
<i>Osmundia pinnatifida</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Palmaria palmata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Patella vulgata</i>	46	7	8	8	9	10	21	5
<i>Pelvetia canaliculata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Petroderma maculiforme</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Phymatolithon lenormandii</i>	1	2	6	24	28	8	8	0
<i>Polysiphonia brodiaei</i>	1	0	0	0	0	0	4	0
<i>Polysiphonia fibrillosa</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Polysiphonia stricta</i>	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Porphyra umbilicalis</i>	0	2	2	1	1	1	2	1
<i>Scytosiphon lomentaria</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Semibalanus balanoides</i>	90	2	1	0	0	0	48	85
<i>Sphacelaria cirrosa</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Sphacelaria sp.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Spongonema tomentosum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Ulva compressa</i>	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Ulva intestinalis</i>	1	2	4	4	2	4	1	0

	E1	E1	E1	E2	E2	E2	E2	E2
	Rute 3	Rute 4	Rute 5	Rute 1	Rute 2	Rute 3	Rute 4	Rute 5
<i>Acrosiphonia arcta</i>	8	2	0	0	2	2	6	16
<i>Actinia equina</i>	4	1	3	0	4	4	7	6
<i>Aglaothamnion sepositum</i>	1	1	1	0	0	0	0	0
<i>Blidingia minima</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Bonnemaisonia hamifera</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Ceramium pallidum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Ceramium secundatum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Ceramium shuttleworthianum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Ceramium sp.</i>	6	1	4	0	4	4	4	12
<i>Ceramium virgatum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Chondrus crispus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cladophora rupestris</i>	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Corallina officinalis</i>	16	20	8	0	60	24	12	32
<i>Delesseria sanguinea</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Ectocarpus fasciculatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Elachista fucicola</i>	0	2	2	4	8	4	4	4
<i>Erythrothruchia carnea</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Fucus juv.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Fucus serratus</i>	0	0	0	8	12	0	0	16
<i>Fucus sp.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Fucus vesiculosus f. vesiculosus</i>	12	16	4	28	48	16	8	4
<i>Fucus vesiculosus f. vesiculosus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Halichondria panicea</i>	0	0	1	0	0	4	1	1
<i>Himanthalia elongata</i>	12	12	4	0	4	24	8	60
<i>Laminaria juv.</i>	0	0	1	0	0	0	0	4

<i>Leathesia difformis</i>	1	2	4	0	2	2	4	8
<i>Lometaria articulata</i>	0	0	0	0	0	0	0	4
<i>Mastocarpus stellatus</i>	20	6	12	0	2	2	4	16
<i>Membranoptera alata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Mytilus edulis</i>	16	20	20	2	2	2	2	1
<i>Nemalion helminthoides</i>	0	1	0	0	0	2	1	0
<i>Nucella lapillus</i>	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Osmundia pinnatifida</i>	0	0	0	2	2	12	12	12
<i>Palmaria palmata</i>	0	0	0	0	2	4	0	0
<i>Patella vulgata</i>	10	19	21	24	17	27	41	6
<i>Pelvetia canaliculata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Petroderma maculiforme</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Phymatolithon lenormandii</i>	12	0	0	2	0	16	8	12
<i>Polysiphonia brodiaei</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Polysiphonia fibrillosa</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Polysiphonia stricta</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Porphyra umbilicalis</i>	1	0	1	0	0	0	0	0
<i>Scytosiphon lomentaria</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Semibalanus balanoides</i>	24	48	64	16	8	28	48	2
<i>Sphacelaria cirrosa</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Sphacelaria sp.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Spongonema tomentosum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Ulva compressa</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Ulva intestinalis</i>	1	1	1	1	0	2	1	4

	E3	E3	E3	E3	E3
	Rute 1	Rute 2	Rute 3	Rute 4	Rute 5
<i>Acrosiphonia arcta</i>	4	8	4	8	2
<i>Actinia equina</i>	0	0	0	0	0
<i>Aglaothamnion sepositum</i>	0	1	2	0	1
<i>Blidingia minima</i>	0	0	0	0	0
<i>Bonnemaisonia hamifera</i>	0	0	0	0	0
<i>Ceramium pallidum</i>	0	0	0	0	0
<i>Ceramium secundatum</i>	0	0	0	0	0
<i>Ceramium shuttleworthianum</i>	0	0	0	0	0
<i>Ceramium sp.</i>	16	4	0	1	0
<i>Ceramium virgatum</i>	0	0	0	0	0
<i>Chondrus crispus</i>	0	0	0	0	0
<i>Cladophora rupestris</i>	0	0	0	0	0
<i>Corallina officinalis</i>	12	8	16	28	16
<i>Delesseria sanguinea</i>	0	0	0	0	0
<i>Ectocarpus fasciculatus</i>	0	0	0	0	0
<i>Elachista fucicola</i>	12	4	4	2	2
<i>Erythrothrichia carnea</i>	0	0	0	0	0
<i>Fucus juv.</i>	0	0	0	0	0
<i>Fucus serratus</i>	8	0	0	0	0
<i>Fucus sp.</i>	0	0	0	0	0
<i>Fucus vesiculosus f. evesiculosus</i>	32	40	1	8	20
<i>Fucus vesiculosus f. vesiculosus</i>	0	0	0	0	0

<i>Halichondria panicea</i>	0	0	2	0	0
<i>Himanthalia elongata</i>	68	8	16	72	44
<i>Laminaria juv.</i>	12	0	0	2	2
<i>Leathesia difformis</i>	0	0	0	0	0
<i>Lometaria articulata</i>	6	2	16	12	4
<i>Mastocarpus stellatus</i>	52	4	12	4	12
<i>Membranoptera alata</i>	0	0	0	0	0
<i>Mytilus edulis</i>	80	48	52	40	16
<i>Nemalion helminthoides</i>	0	1	0	1	0
<i>Nucella lapillus</i>	0	0	0	0	0
<i>Osmundia pinnatifida</i>	0	0	0	0	0
<i>Palmaria palmata</i>	8	4	0	0	0
<i>Patella vulgata</i>	4	26	7	16	9
<i>Pelvetia canaliculata</i>	0	0	0	0	0
<i>Petroderma maculiforme</i>	0	0	0	0	0
<i>Phymatolithon lenormandii</i>	16	8	16	12	16
<i>Polysiphonia brodiaei</i>	0	0	0	0	0
<i>Polysiphonia fibrillosa</i>	0	0	0	0	0
<i>Polysiphonia stricta</i>	0	0	0	0	0
<i>Porphyra umbilicalis</i>	0	1	4	8	4
<i>Scytosiphon lomentaria</i>	0	0	0	0	0
<i>Semibalanus balanoides</i>	2	4	2	4	1
<i>Sphacelaria cirrosa</i>	0	0	0	0	0
<i>Sphacelaria sp.</i>	0	0	0	0	0
<i>Spongonema tomentosum</i>	0	0	0	0	0
<i>Ulva compressa</i>	0	0	0	0	0
<i>Ulva intestinalis</i>	0	0	0	0	0

6.10 Appendiks X

Tabell 6.7 Oversikt over alle algene og dyrene som ble funnet.

<i>Acrosiphonia arcta</i> - stor grønndott (Dilwyn) Gain
<i>Actinia equina</i>
<i>Aglaothamnion sepositum</i> - busket havpyrd (Gunnerus) Maggs & Hommersand
<i>Ahnfeltia plicata</i> – sjøris (Hudson) Fries
<i>Alaria esculenta</i> – butare (Linnaeus) Greville
<i>Asperococcus fistulosus</i> - smal vortesmokk (Hudson) W.J. Hooker
<i>Audouinella</i> sp.
<i>Blidingia minima</i> - dverg tarmgrønske (Nägeli ex Kützing) Kylin
<i>Bonnemaisonia hamifera</i> – krokbærer Hariot
<i>Brun skorpe</i> sp.
<i>Callithamnion corymbosum</i> - gaffelgrenet havpyrd (Smith) Lyngbye
<i>Ceramium pallidum</i> (Nägeli ex Kützing) Maggs & Hommersand
<i>Ceramium secundatum</i> (Lyngbye) C. Agardh
<i>Ceramium shuttleworthianum</i> - pigget rekeklo (Kützing) Rabenhorst
<i>Ceramium virgatum</i> Roth
<i>Chaetomorpha melagonium</i> – laksesnøre (F. Weber & Mohr) Kützning
<i>Chondrus crispus</i> – krusflik Stackhouse
<i>Cladophora rupestris</i> - vanlig grønndusk (Linnaeus) Kützing
<i>Corallina officinalis</i> – krassing Linnaeus
<i>Cystoclonium purpureum</i> – fiskeløk (Hudson) Batters
<i>Delesseria sanguinea</i> – fagerving (Hudson) J.V. Lamouroux
<i>Dumontia contorta</i> – bendelsleipe (S.G. Gmelin) Ruprecht
<i>Ectocarpus fasciculatus</i> Harvey
<i>Elachista fucicola</i> – tanglo (Velly) J.E. Areschoug
<i>Elachista scutulata</i> – remtanglo (Smith) Duby
<i>Erythrotrichia carnea</i> - rød stjernetråd (Dillwyn) J. Agardh
<i>Fucus</i> juv.
<i>Fucus serratus</i> – sagtang Linnaeus
<i>Fucus</i> sp.
<i>Fucus vesiculosus</i> f.evesiculosus Linnaeus
<i>Fucus vesiculosus</i> f.vesiculosus – blæretang Linnaeus
<i>Halichondria panicea</i> – brødsvamp
<i>Himanthalia elongata</i> – remtang (Linnaeus) S.F. Gray
<i>Laminaria digitata</i> – fingertare (Hudson) J.V. Lamouroux
<i>Laminaria</i> juv.
<i>Leathesia difformis</i> – knuldre (Linnaeus) J.E. Areschoug
<i>Litosiphon laminariae</i> – butaretråd (Lyngbye) Harvey
<i>Lomentaria articulata</i> - leddet rosenrør (Hudson) Lyngbye
<i>Mastocarpus stellatus</i> – vorteflik (Stackhouse) Guiry
<i>Membranoptera alata</i> – smalving (Hudson) Stackhouse
<i>Mytilus edulis</i> – blåskjell Linnaeus
<i>Nemalion helminthoides</i> – rødsleipe (Velly) Batters
<i>Nucella lapillus</i>
<i>Osmundea pinnatifida</i> – pepperalge (Hudson) Stackhouse
<i>Palmaria palmata</i> – søl (Linnaeus) Kuntze
<i>Patella vulgata</i> Linnaeus
<i>Pelvetia canaliculata</i> – sauetang (Linnaeus) Decaisne & Thuret

<i>Petalonia fascia</i> - vanlig brunbånd (O.F. Müller) Kuntze
<i>Petalonia</i> sp.
<i>Petroderma maculiforme</i> - rur-brunfleck (Wollny) Kuckuck
<i>Phycodrys rubens</i> – eikeving (Linnaeus) Batters
<i>Phymatolithon lenormandii</i> – Slettrugl (J.E. Areschoug) W.H. Adey
<i>Plumaria plumosa</i> – fagerfjær (Hudson) Kuntze
<i>Polysiphonia brodiaei</i> – penseldokke (Dillwyn) Sprengel
<i>Polysiphonia fibrillosa</i> – tangdokke (Dillwyn) Sprengel
<i>Polysiphonia</i> sp.
<i>Polysiphonia stricta</i> – røddokke (Dillwyn) Greville
<i>Porphyra umbilicalis</i> - vanlig fjærhinne Kützing
<i>Porphyropsis coccinea</i> (J.Agardh ex Areschoug) Rosenvinge
<i>Ptilota gunneri</i> – Draugfjær P.C. Silva, Maggs & L.M. Irvine
<i>Punctaria plantaginea</i> – prikkunge (Roth) Greville
<i>Pylaiella littoralis</i> – perlesli (Linnaeus) Kjellman
<i>Pylaiella varia</i> Kjellman
<i>Rhodochorton purpureum</i> – rødfilt (Lightfoot) Rosenvinge
<i>Scytosiphon lomentaria</i> – Fjæreslo (Lyngbye) Link
<i>Semibalanus balanoides</i> – rur Linnaeus
<i>Sphacelaria cirrosa</i> – bruntufs (Roth) C. Agardh
<i>Sphacelaria</i> sp.
<i>Spongonema tomentosum</i> – tvinnesli (Hudson) Kützing
<i>Ulothrix flacca</i> (Dillwyn) Thuret
<i>Ulva compressa</i> - grenet tarmgrønske Linnaeus
<i>Ulva intestinalis</i> - vanlig tarmgrønske Linnaeus

6.11 Appendiks XI

Preparat løsning

40mL destillert H₂O

10mL Caro light corn syrup

10mL Formaldehydløsning 36 %

2mL 1 % anilin

6.12 Appendiks XII

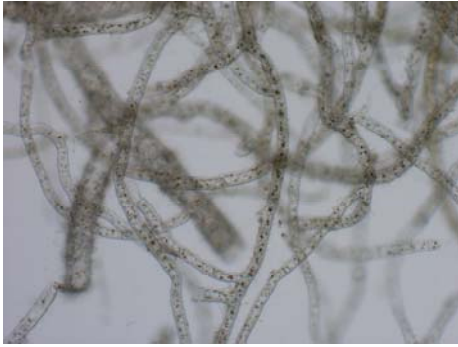
Tabell 6.9 Oversikt over preparatene og herbariearkene.

Navn	Preparat	Herbarie
<i>Acrosiphonia arcta</i> - stor grønndott	1,2	
<i>Aglaothamnion sepositum</i> - busket havpyrd	3,4	1
<i>Ahnfeltia plicata</i> - sjøris	5	2
<i>Alaria esculenta</i> - butare		3
<i>Asperococcus fistulosus</i> - smal vortesmukk	6	
<i>Audouinella</i> sp.	7,8	
<i>Blidingia minima</i> - dverg tarmgrønske	9,10,	
<i>Bonnemaisonia hamifera</i> - krokberer	11,12	
<i>Brun skorpe</i> sp.	13	
<i>Callithamnion corymbosum</i> - gaffelgrenet havpyrd	14	
<i>Ceramium pallidum</i>	15,16	
<i>Ceramium secundatum</i>	17,18	4
<i>Ceramium shuttleworthianum</i> - pigget rekeklo	19,20,	
<i>Ceramium virgatum</i>	21,22	
<i>Chaetomorpha melagonium</i> - laksesnøre	23	
<i>Cladophora rupestris</i> - vanlig grønndusk	24,25	5
<i>Corallina officinalis</i> - krasing	26	
<i>Cystoclonium purpureum</i> - fiskeløk	27,28	
<i>Dumontia contorta</i> - bendelsleipe	29,30,	
<i>Ectocarpus fasciculatus</i>	31,32	
<i>Elachista fucicola</i> - tanglo	33,34	
<i>Elachista scutulata</i> - remtanglo	35,36	
<i>Erythrotrichia carnea</i> - rød stjernetråd	37	
<i>Fucus serratus</i> - sagtang		6
<i>Fucus vesiculosus</i> f. <i>vesiculosus</i> - blæretang	38	
<i>Laminaria</i> juv.	39,40,	
<i>Litosiphon lamnariæ</i> - butaretråd	41	
<i>Lomentaria articulata</i> - leddet rosenrør	42,43	7
<i>Mastocarpus stellatus</i> - vorteflik		8
<i>Membranoptera alata</i> - smalving	44,45	9
<i>Nemalion heminthoides</i> - rødsleipe	46,47	10
<i>Osmundea pinnatifida</i> - pepperalge	48,49	
<i>Palmaria palmata</i> - søl	50,51	11
<i>Petalonia fascia</i> - vanlig brunbånd	52,53	
<i>Petalonia</i> sp.	54,55	
<i>Petroderma maculiforme</i> - rur-brunfleck	56,57	
<i>Phycodrys rubens</i> - eikeving		12
<i>Plumaria plumosa</i> - fagerfjær	58,59	13
<i>Polysiphonia brodiaei</i> - penseldokke	60,61	14
<i>Polysiphonia fibrillosa</i> - tangdokke	62,63	
<i>Polysiphonia stricta</i> - røddokke	64,65	
<i>Porphyra umbilicalis</i> - vanlig fjærhinne	66,67	15
<i>Porphyropsis coccinea</i>	68	
<i>Ptilota gunneri</i> - Draugfjær	69	

<i>Punctaria plantaginea</i> - prikk-tunge	70	
<i>Pyliaiella littoralis</i> - perlesli	71,72	
<i>Pyliaiella varia</i>	73	
<i>Rhodochorton purpureum</i> - rødfilt	74	
<i>Scytosiphon lomentaria</i> - Fjæreslo	75,76	16
<i>Sphacelaria cirrosa</i> - bruntufs	77,78	
<i>Spongonema tomentosum</i> - tvinnesli	79,80,	17
<i>Ulothrix flacca</i>	81	
<i>Ulva compressa</i> - grenet tarmgrønske	82,83	18
<i>Ulva intestinalis</i> - vanlig tarmgrønske	84,85	19

6.13 Appendiks XIII

Plansje 1



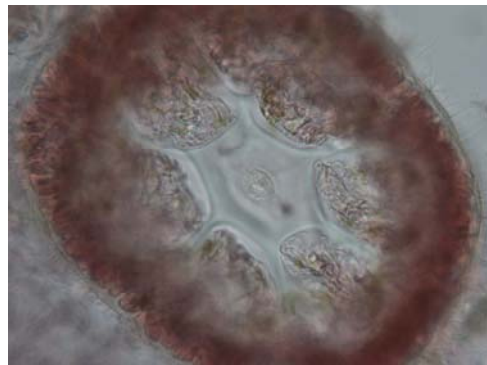
Acrosiphonia arcta



Elachista scutulata



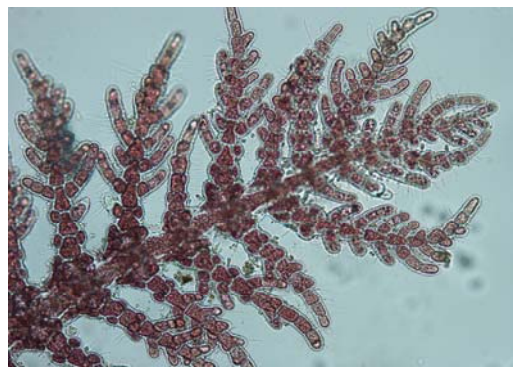
Polysiphonia fibrillosa - fertil-hann



Ceramium pallidum



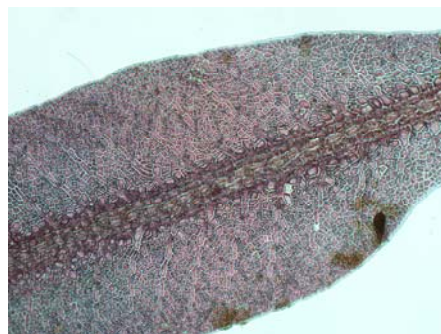
Ulva intestinalis



Plumaria plumosa



Leathesia difformis



Membranoptera alata

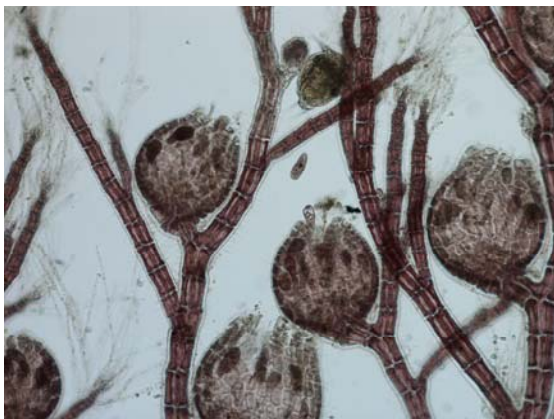
Plansje 2



Bonnemaisonia hamifera



Callithamnion corymbosum



Polysiphonia fibrillosa - fertil hunn



Nemalion helminthoides



Ceramium virgatum



Petroderma maculiforme